



**HAL**  
open science

# Modélisation de l'évolution des surfaces agricoles à l'échelle de grandes régions du monde

François Souty

► **To cite this version:**

François Souty. Modélisation de l'évolution des surfaces agricoles à l'échelle de grandes régions du monde. Economies et finances. AgroParisTech, 2013. Français. NNT: 2013AGPT0041 . tel-01131597v2

**HAL Id: tel-01131597**

**<https://enpc.hal.science/tel-01131597v2>**

Submitted on 14 Feb 2022

**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.



## Doctorat ParisTech

# THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

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

Spécialité : Sciences de l'Environnement

*présentée et soutenue publiquement par*

**François SOUTY**

le 10 juillet 2013

## Modélisation de l'évolution des surfaces agricoles à l'échelle de grandes régions du monde

Directeurs de thèse : **Philippe CIAIS** et **Jean-Charles HOURCADE**

### Jury

**M. Pierre FRIEDLINGSTEIN**, Professeur, Université d'Exeter, Angleterre  
**M. Wolfgang CRAMER**, Directeur de recherche, Directeur adjoint scientifique de l'IMBE  
**M. Jean-Pierre BUTAULT**, Chargé de mission, Économie publique, AgroParisTech  
**M. Philippe CIAIS**, Directeur de recherche, Directeur adjoint du LSCE,  
**M. Jean-Charles HOURCADE**, Directeur de recherche, ancien directeur du CIRED

Rapporteur  
Rapporteur  
Examinateur  
Examinateur  
Examinateur



# Remerciements

En premier lieu, je remercie mes directeurs de thèse, Jean-Charles Hourcade et Philippe Ciais, qui m'ont guidé pendant ces trois années. Je remercie également Pierre Friedlingstein, Wolfgang Cramer, ainsi que Jean-Pierre Butault pour avoir accepté de faire partie de mon jury. J'adresse toute ma gratitude aux membres de l'équipe usage des terres du CIRED : Thierry Brunelle, Patrice Dumas, et Bruno Dorin. Thierry et Patrice ont été de parfaits collègues : perspicaces, serviables et toujours de bonne humeur. Ce fut un plaisir de travailler avec eux au quotidien. Malgré les 700 km qui nous séparaient, Bruno Dorin m'a apporté de précieux conseils scientifiques et m'a aidé pour la rédaction.

Je remercie aussi les personnes du LSCE : Aude Valade qui m'a apporté son aide et son soutien lors de mes escapades à Saclay et qui a relu et corrigé les chapitres de cette thèse, Léonard Rivier qui m'a encadré pendant mes débuts dans la recherche, Nicolas Vuichard et Nicolas Viovy pour leurs conseils avisés. Je remercie les personnes qui m'ont fourni des données : Bruno Dorin et Alberte Bondeau, Christophe Müller, Lex Bouwman, Nicolas Viovy et Rachel Licker. Enfin, je remercie Eléonore Tyma, Yaëlle Serfaty, Christophe Cassen et Corinne Fiers pour leur travail administratif.

J'en viens maintenant aux personnes qui ont égayé ces trois années de thèse. Je pense particulièrement à Philippe, Thomas, Aude, Benoît, Thierry et Patrice avec qui j'ai passé de bons moments et eu de longs débats philosophiques. Franck et Patrick qui m'ont permis de réaliser à quel point le vrai est un moment du faux. Hypatia Nassopoulos pour avoir supporté les discussions qui avaient fréquemment lieu dans notre bureau. Vincent et Paolo avec qui j'ai pu relâcher la pression de la planète dans notre collocation à Londres. Béatrice et Noémie notamment pour les parties de pétanque. J'ajoute à cette liste toutes les autres personnes du CIRED qui ont participé à la bonne ambiance du laboratoire. Enfin, je remercie Laura pour son soutien et sa relecture attentive.



# Table des matières

<b>Introduction</b>	<b>15</b>
Bibliographie . . . . .	19
<b>1 Le changement d'affectation des sols au cœur de multiples problématiques</b>	<b>21</b>
1.1 Les causes des changements d'affectation des sols . . . . .	22
1.2 Les perspectives agricoles . . . . .	24
1.2.1 La consommation de produits agricoles . . . . .	25
1.2.2 Le rendement agricole . . . . .	27
1.2.3 Quelle surface cultivée en 2050 ? . . . . .	28
1.2.4 La disparité des perspectives agricoles . . . . .	29
1.3 La modélisation des changements d'affectation des sols à l'échelle mondiale par le GIEC . . . . .	30
1.3.1 Les émissions de CO <sub>2</sub> provoquées par les changements d'affectation des sols . . . . .	30
1.3.2 Les scénarios prospectifs du 4 <sup>e</sup> et du 5 <sup>e</sup> rapport du GIEC . . . . .	30
1.3.3 Les changements d'affectation des sols dans les scénarios SRES et RCP	31
1.4 Les agrocarburants . . . . .	39
1.4.1 Introduction . . . . .	39
1.4.2 La production d'agrocarburants dans le monde . . . . .	40
1.4.3 La controverse sur les ACV . . . . .	41
1.4.4 Un potentiel de production très variable selon les études . . . . .	49
1.4.5 L'impact de la substitution des agrocarburants aux carburants pétro- liers sur l'économie . . . . .	52
1.4.6 Conclusion sur les agrocarburants . . . . .	56
1.5 Le Nexus Land-Use, un modèle pour explorer les liens entre alimentation, énergie et environnement . . . . .	59
Bibliographie . . . . .	77
<b>2 The Nexus Land-Use model version 1.0, an approach articulating biophys-     ical potentials and economic dynamics to model competition for land-use</b>	<b>79</b>
2.1 Introduction . . . . .	79
2.2 Scope and principles of the model . . . . .	82

2.2.1	Modelling strategy . . . . .	82
2.2.2	Modelling architecture . . . . .	83
2.2.3	Biomass categories . . . . .	85
2.2.4	Model resolution . . . . .	87
2.3	Modelling agricultural intensification and biophysical constraints . . . . .	88
2.3.1	Land area classes of potential yields . . . . .	88
2.3.2	Crop production function . . . . .	93
2.3.3	Livestock production system . . . . .	95
2.3.4	Distribution of agricultural areas over land classes . . . . .	98
2.4	Economic drivers and model dynamics . . . . .	101
2.4.1	Crop production . . . . .	101
2.4.2	Livestock production . . . . .	101
2.4.3	Minimisation program . . . . .	102
2.4.4	International trade . . . . .	104
2.5	Model calibration . . . . .	106
2.5.1	World supply and use of crop calories . . . . .	106
2.5.2	Calibration of the production function and the regional price of food crops calories for base year 2001 . . . . .	108
2.5.3	Calibration of fixed costs per hectare . . . . .	109
2.5.4	Adjustments to the livestock model . . . . .	109
2.6	Example of model outputs . . . . .	109
2.6.1	Scope, parameters and scenarios . . . . .	109
2.6.2	Key results . . . . .	110
2.7	Discussion . . . . .	111
2.8	Conclusion . . . . .	113
2.A	Appendix: Sample output run . . . . .	113
	Bibliography . . . . .	123
<b>3</b>	<b>Modelling economic and biophysical drivers of world agricultural land-use change. Calibration and evaluation of the Nexus Land-Use model over 46 years (1961-2006)</b>	<b>125</b>
3.1	The Nexus Land-Use model . . . . .	127
3.1.1	Short description . . . . .	127
3.1.2	Changes from previous version . . . . .	128
3.2	Historical data for model evaluation (1961-2006) . . . . .	129
3.2.1	Food production and trade in calories . . . . .	129
3.2.2	Fertiliser consumption and price . . . . .	131
3.2.3	<i>Other</i> crop productions and areas . . . . .	134
3.2.4	Fixed cost (labour and capital) . . . . .	136
3.2.5	Potential yield . . . . .	137
3.2.6	Livestock production model . . . . .	139

3.3	Results: Calibration and evaluation of specific model components . . . . .	139
3.3.1	Crop yield function of input in each land class of each region . . . . .	139
3.3.2	International trade module . . . . .	143
3.4	Results: Evaluation of the Nexus Land-Use model to reproduce past cropland areas . . . . .	145
3.4.1	Simulation with forced trade ( <i>FT</i> ) . . . . .	146
3.4.2	Simulation with endogenous trade ( <i>ET</i> ) . . . . .	148
3.5	Robustness of the evaluation . . . . .	151
3.6	Comments on model evaluation . . . . .	152
3.7	Concluding remarks . . . . .	153
3.A	Appendix: Changes from Nexus Land-Use version 1.0 . . . . .	155
3.A.1	Intensive pasture areas . . . . .	155
3.A.2	Fodder crops in global supply/demand balance . . . . .	155
3.B	Historical data (1961-2006) . . . . .	156
3.B.1	Fertiliser price and consumption . . . . .	156
3.B.2	Other crop production and cropland area . . . . .	157
3.B.3	Potential yield . . . . .	159
3.B.4	Livestock production model . . . . .	159
3.C	Evaluation and calibration of specific model components . . . . .	161
3.C.1	Crop yield function in each land class . . . . .	161
3.C.2	International trade module . . . . .	164
3.C.3	Grassland yield . . . . .	169
3.D	Robustness of the evaluation . . . . .	170
3.D.1	Land-use dataset from Erb et al. (2007) . . . . .	170
3.D.2	Yield datasets . . . . .	173
3.D.3	Histograms of the land area classes of potential yield . . . . .	176
	Bibliography . . . . .	184
	<b>Conclusion</b>	<b>185</b>
	Bibliographie . . . . .	190
	<b>Summary</b>	<b>191</b>
	<b>Résumé</b>	<b>192</b>





# Table des figures

1.1	Variations des surfaces de culture, pâture, prairie naturelle (grassland) et forêt pour chaque scénario RCP. . . . .	33
1.2	Évolution des surfaces cultivées dans les scénarios SRES. . . . .	36
1.3	Évolution de la population par hectare cultivé dans les scénarios SRES. . . . .	36
1.4	Évolution des surfaces de forêt dans les scénarios SRES. . . . .	37
1.5	Évolution des surfaces de prairies dans les scénarios SRES. . . . .	37
1.6	Évolution de la production d'énergie à partir de biomasse dans les scénarios SRES. . . . .	38
1.7	Évolution des surfaces dédiées à la production de biomasse-énergie dans les scénarios SRES. . . . .	38
1.8	Production d'agrocarburant dans le monde et principaux échanges internationaux en 2009. . . . .	40
1.9	Schéma énergétique d'une filière d'extraction de transformation d'une ressource naturelle. . . . .	47
2.1	Description of the modelling system. . . . .	80
2.2	Nexus Land-Use regions. . . . .	82
2.3	Links between food and agrofuel demand and land-use. . . . .	85
2.4	Representative potential yield of crops modelled in the LPJmL model ( <i>dynamic</i> crops). . . . .	90
2.5	Representative actual yield of crops modelled in the LPJmL model ( <i>dynamic</i> crops). . . . .	90
2.6	Difference between potential and actual yield of crops modelled in the LPJmL model ( <i>dynamic</i> crops). . . . .	91
2.7	Potential yield computed with national crop repartitions in rainfed conditions. . . . .	91
2.8	Yield in a land class as a function of chemical input consumption $IC_j$ . . . . .	93
2.9	Actual yield versus potential yield of <i>dynamic</i> crops within each potential yield class. . . . .	94
2.10	Links between animal calorie production, feed categories and pasture areas. . . . .	95
2.11	Illustration of the production frontier (limit land class $j_{limit}$ ) . . . . .	99
2.12	Histogram of the land area classes of potential yield. . . . .	100

2.13	Share of different agricultural land-use types in the 12 regions of the model at the base year 2001. . . . .	100
2.14	Variations of crop yields in function of chemical inputs price and expansion rate of agricultural lands 2001 and 2050. . . . .	110
2.15	Variations of the proportion of extensive pastures in function of chemical inputs price and expansion rate of agricultural lands between 2001 and 2050. . . . .	111
2.16	Land-use changes simulated by the Nexus Land-Use. Expansion of agricultural areas is set to 10% and fertiliser and pesticide price increases by +100 % up to 2050. . . . .	114
2.17	Net imports of food crops (top), and ruminant products (bottom) resulting from the sample output run. . . . .	115
3.1	Description of the evaluation of the Nexus Land-Use model in this study. . . . .	126
3.2	Diets in 1961 and in 2006 from Agribiom. . . . .	131
3.3	Consumption of nitrogen fertilisers per hectare of cropland. . . . .	132
3.4	Global N, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> and K <sub>2</sub> O prices and mean NPK prices. . . . .	133
3.5	Comparison of calculated world NPK imported price with other sources. . . . .	133
3.6	Decomposition of <i>other</i> cropland area and <i>dynamic</i> cropland area. . . . .	135
3.7	Regional changes in FC <sub>tot</sub> calculated by applying the labour and capital index to calibrated value of FC <sub>tot</sub> . . . . .	137
3.8	Changes in total area equipped for irrigation and potential yield variations induced. . . . .	138
3.9	Potential, simulated and observed <i>dynamic</i> cropland yields as a function of nitrogen fertiliser consumption using calibrated $R_{\max}^{\min}$ ratios. . . . .	140
3.10	Simulated net imports of food crops compared to Agribiom data. . . . .	144
3.11	Land-use changes simulated by the Nexus Land-Use on the period 1961-2006 with forced trade. . . . .	146
3.12	Calorie price simulated by the Nexus Land-Use model using two different fertiliser price index values. . . . .	147
3.13	Simulated annual intermediary consumption versus observations. . . . .	148
3.14	Land-use changes simulated by the Nexus Land-Use on the period 1961-2006 with endogenous trade. . . . .	149
3.15	Coefficient of variation of the root-mean-square error on cropland area over the 1961-2006 period depending of the yield dataset (LPJmL or Licker), the land-use dataset (Erb or Ramankutty/Poulter) and the fertiliser price index ( $p_x^{\text{FAO}}$ or $p_x^{\text{WB}}$ ). . . . .	152
3.16	Consumption of phosphate (P) and potash (K) fertilisers per hectare of cropland. . . . .	156
3.17	Ratio between total harvested area from FAO and Ramankutty cropland area. . . . .	157
3.18	<i>Other cropland area</i> , share of <i>other</i> crops in total crop production. Yield of all crops ( <i>dynamic</i> + <i>other</i> ) versus historical data from the simulation with forced trade. . . . .	157
3.19	Results of the sensitivity analysis on $\rho_j^{\min}$ and $\rho_j^{\max}$ . . . . .	162
3.19	Continued. . . . .	163

---

3.20	Root-mean-square error on total food crop and ruminant trade. . . . .	164
3.21	Global root-mean-square error on imports, exports and net imports of food crops and ruminant products. . . . .	165
3.22	Root-mean-square error on net imports of food crops by region. . . . .	166
3.22	Continued. . . . .	167
3.23	Net imports of ruminant products compared to Agribiom data. . . . .	168
3.24	Net imports of monogastric products compared to Agribiom data. . . . .	168
3.25	Net primary productivity (NPP, above+below) from the vegetation model ORCHIDEE, average over the 1995-2004 period. . . . .	169
3.26	Mean above and below net primary productivity of grassland from the OR- CHIDEE model by region. . . . .	170
3.27	Distribution of world land-use in 2000 in the Erb et al. (2007) dataset. . . . .	171
3.28	Erb et al. (2007)'s cropland map versus Ramankutty et al. (2008) one. . . . .	172
3.29	Representative actual yield using LPJmL dataset. . . . .	173
3.30	Representative actual yield using Licker et al. (2010) dataset. . . . .	173
3.31	Representative potential yield using LPJmL dataset. . . . .	174
3.32	Representative potential yield using Licker et al. (2010) dataset. . . . .	174
3.33	Representative potential yield computed with national crop repartitions in rainfed conditions using LPJmL dataset. . . . .	175
3.34	Representative potential yield computed with national crop repartitions using Licker et al. (2010) dataset. . . . .	175
3.35	Histogram of the land area classes of potential yield using LPJmL, Ramankutty and Poulter datasets. . . . .	176
3.36	Histogram of the land area classes of potential yield using Licker, Ramankutty and Poulter datasets. . . . .	177
3.37	Histogram of the land area classes of potential yield using LPJmL and Erb datasets. . . . .	178
3.38	Histogram of the land area classes of potential yield using Licker and Erb datasets. . . . .	179



# Liste des tableaux

1.1	Surface cultivée, population et nombre d’humains par hectare cultivé pour les scénarios RCP et scénarios marqueurs SRES du GIEC et les perspectives agricoles présentées précédemment pour 2030, 2050 ou 2100. . . . .	34
1.2	Rendement des principaux agrocarburants. . . . .	51
1.3	Éléments de comparaison entre la production nette d’énergie par les agrocarburants et surfaces utilisées pour les produire. . . . .	57
2.1	Main input data for each region of the model at the base year 2001. . . . .	81
2.2	Total food crop production and cropland area versus LPJmL food crop production and cropland area. . . . .	87
2.3	FAO and MIRCA2000 aggregates corresponding to LPJmL CFTs. . . . .	89
2.4	Bouwman et al. (2005) dataset for monogastric and extensive ruminants. . . . .	96
2.5	Bouwman et al. (2005) dataset for intensive ruminants. . . . .	97
2.6	Consumed grass yield in intensive and extensive production systems. . . . .	97
2.7	Calibrated calorie price $p_{\text{cal}}$ value in 2001 ( $\$ \text{Mkcal}^{-1}$ ), calibrated initial slope of the production function $\alpha_{\text{IC}}$ in $\$ \text{Mkcal}^{-1}$ and GTAP 2001 intermediate consumption $\text{IC}_\chi$ in billions of dollars. . . . .	104
2.8	Compartmentalisation of food biomasses in Agribiom. . . . .	106
2.9	Main notations . . . . .	116
2.9	Main notations - Continued . . . . .	117
3.1	Population in 1961 and 2006 from Agribiom. . . . .	130
3.2	<i>Dynamic</i> cropland root-mean-square error for calibrated minimum to potential yield ratio. . . . .	141
3.3	Root-mean-square error on net trade for food crops and ruminant products on the 1980-2006 period. . . . .	145
3.4	Root-mean-square error on cropland area estimation for forced trade ( <i>FT</i> ) and endogenous trade ( <i>ET</i> ) simulations. . . . .	150
3.5	Intensive pastures areas for each region at the base year 2001 in Mha. Old data used in Nexus Land-Use version 1.0 and new data used in this paper. . . . .	155
3.6	Mean potential yield for rainfed and irrigated crops. Area of <i>dynamic</i> cropland irrigated at the base year (LPJmL data), total area equipped for irrigation in 1961 and 2001. . . . .	158

---

3.8	Livestock production model parameters for ruminants of the intensive system in 1970, 2000 and 2030. . . . .	159
3.7	Livestock production model parameters for monogastric and ruminant of the extensive system in 1970, 2000 and 2030. . . . .	160
3.9	Calibrated $\rho_j^{\min}/\rho_j^{\max}$ ratios for the different datasets. . . . .	161

# Introduction

Les transformations de la surface terrestre provoquées par l'homme durant ces derniers siècles sont considérables. Ces 300 dernières années, les surfaces de terres cultivées ont augmenté de 4,5 à 5 fois et les surfaces de pâtures ont presque doublé (Lambin et al., 2003). Cette augmentation des surfaces agricoles, qui s'est faite au détriment du milieu naturel (forêts, savanes, steppes, prairies naturelles), a eu des conséquences directes sur le sol, la faune et la flore mais aussi sur les cycles biogéochimiques (carbone, azote), le cycle de l'eau, le climat local et global.

Est-il possible de modéliser l'évolution des surfaces de terres cultivées et de pâtures à l'échelle de grandes régions du monde? C'est l'interrogation fondatrice de ce travail de doctorat. Pour tenter d'y répondre, j'ai développé un modèle numérique baptisé "Nexus Land-Use" et j'ai évalué ses performances dans le passé. Construite autour d'un modèle interdisciplinaire. Cette thèse est le fruit d'une collaboration entre le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE) et le Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement (CIRED). La version actuelle du modèle Nexus Land-Use a été développée par Thierry Brunelle et moi-même avec l'aide de Patrice Dumas, Bruno Dorin et Renaud Crassous, et les orientations de Philippe Ciais et Jean-Charles Hourcade.

À partir de variables d'entrée (population, régime alimentaire, déforestation, prix des intrants agricoles), le modèle Nexus Land-Use calcule l'évolution des surfaces des terres cultivées et de pâtures dans 12 grandes régions du monde. L'originalité de ce modèle réside tout d'abord dans son approche interdisciplinaire entre économie et biophysique. Les modèles d'économie ne prenant pas en compte explicitement les contraintes biophysiques, peuvent produire des résultats irréalistes. Par exemple, considérer la terre comme un bien homogène peut amener à surestimer le potentiel de production agricole. Inversement, les modèles biophysiques sans arbitrage économique ne représentent pas la rareté des ressources naturelles et de la main d'œuvre, l'impact des prix sur les changements de demande et sur le commerce.

Sur le plan biophysique, le modèle Nexus Land-Use tient compte de l'hétérogénéité du sol et du climat en classant les terres sur une échelle de rendement potentiel. La production agricole par hectare est une fonction croissante et non-linéaire des intrants agricoles représentant la saturation progressive des plantes à ces intrants. Les quantités de produits agricoles produites, consommées et échangées sont exprimées en calories végétales ou animales. Enfin, l'élevage est représenté par un modèle physiologique distinguant 3 filières (monogastriques, ruminants élevés en système extensif et ruminants élevés en système intensif).

Sur le plan économique, le modèle Nexus Land-Use résout un système d'équations en minimisant le coût de production du secteur agricole. Il estime le rendement moyen des cultures pour les différentes classes de terre en fonction des contraintes biophysiques et du prix des intrants agricoles. Enfin, il détermine le déplacement d'une frontière de production



séparant un système extensif d'un système intensif. Le système extensif, situé sur les terres les moins fertiles, est consacré uniquement à l'élevage pastoral, alors que le système intensif, situé sur les terres les plus fertiles, regroupe les autres activités agricoles (culture et reste de l'élevage).

Les principaux champs d'application de ce modèle sont l'alimentation, l'énergie et le changement climatique. Par exemple, il permet d'étudier l'impact de notre régime alimentaire et du prix des intrants agricoles (largement influencé par le prix des énergies fossiles) sur les changements d'affectation des sols. Après l'ajout d'un module représentant la production d'énergie à partir de biomasse, il sera possible d'étudier les conséquences de scénarios de production de biomasse-énergie sur la sécurité alimentaire.

Si ces sujets ont déjà été étudiés grâce aux modèles existants, le modèle Nexus Land-Use permettra d'approfondir ces questions de recherche en analysant les conséquences d'une meilleure prise en compte des contraintes biophysiques, et l'impact de la représentation d'une frontière de production entre systèmes intensifs et extensifs. Une attention particulière a été donnée à la description du fonctionnement du modèle car le choix des équations et des données de calibrage sont déterminantes. Enfin, la rapidité d'exécution du modèle facilite la réalisation d'analyses de sensibilité, permettant de tester l'influence des données d'entrées sur les résultats

Destiné à s'intégrer dans l'architecture hybride du modèle d'équilibre général Imaclim-R (Crassous et al., 2006), le modèle Nexus Land-Use est le fruit d'une collaboration entre plusieurs chercheurs. Après une phase de pré-réflexion (Vincent Gitz, Bruno Dorin), un premier cadre théorique pour le modèle a été construit par Renaud Crassous, Bruno Dorin, et Thierry Brunelle. La première version du modèle, sans données biophysiques, a été élaborée par Thierry Brunelle pendant sa première année de thèse. Ce dernier et moi-même avons ensuite amélioré le cadre théorique et développé pendant 3 ans le modèle ensemble, Thierry se concentrant d'avantage sur les parties économiques (commerce international, minimisation du coût, scénarios) et moi sur les aspects biophysiques (géomatique, intégration des rendements potentiels du modèle LPJmL et modèle d'élevage physiologique de Lex Bouwman). Patrice Dumas nous a été d'une grande aide par ses conseils scientifiques et par son appui technique en informatique (notamment sur l'automatisation du traitement des données d'entrées, leur agrégation et la résolution numérique du modèle). Ce modèle n'aurait pas pu voir le jour sans Bruno Dorin qui nous a fait bénéficier de ses connaissances sur l'agriculture mondiale. Bruno Dorin est aussi le créateur de la base de données Agribiom qui donne les bilans ressources-emplois des produits agricoles en calories et sur laquelle le Nexus Land-Use est calibré. Christoph Müller et Alberte Bondeau du Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK) sont aussi associés au modèle puisqu'ils nous ont fournis les rendements potentiels sur lesquels le modèle s'appuie. Le calibrage et l'évaluation du modèle dans le passé a été faite par moi-même et grâce aux conseils de Thierry Brunelle, Patrice Dumas et Bruno Dorin. Mes deux directeurs de thèse ont participé activement au suivi, à l'orientation et à la valorisation de ce travail.

Le premier chapitre de ce manuscrit présente le contexte dans lequel le modèle Nexus Land-Use a été développé. Après une brève présentation des changements d'affectation des sols et de leurs déterminants, il y est comparé différentes perspectives agricoles avec des scénarios du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. La dernière partie de ce chapitre est une synthèse sur la production d'énergie à partir de produits agricoles. Le second chapitre est une description du modèle Nexus Land-Use publiée en septembre 2012 dans la revue "Geoscientific Model Development" (Souty et al., 2012). Les choix de modélisation et les données utilisées y sont présentés en détail. Afin d'illustrer le fonctionnement du modèle, ce chapitre se termine par une analyse de sensibilité. Le dernier

---

chapitre présente un calibrage et une évaluation de ce modèle sur la période 1961-2006 (article en préparation). C'est une des rares études qui tente de reproduire les changements d'affectation des sols entre pâtures et terres cultivées à l'échelle de grandes régions du monde.



# Bibliographie

- Crassous, R., Hourcade, J.-C., Sassi, O., 2006. Endogenous structural change and climate targets modeling experiments with Imaclim-R. *The Energy Journal Endogenous Technological Change and the Economics of Atmospheric Stabilisation Special Issue 1*, 259–276.  
URL <http://ideas.repec.org/a/aen/journal/2006se-a13.html>
- Lambin, E. F., Geist, H. J., Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28 (1), 205–241.  
URL [http://www.edb.ups-tlse.fr/equipe2/lounes/PDF\\_Mada\\_2011/02\\_2003\\_ARER\\_Lambin.pdf](http://www.edb.ups-tlse.fr/equipe2/lounes/PDF_Mada_2011/02_2003_ARER_Lambin.pdf)
- Souty, F., Brunelle, T., Dumas, P., Dorin, B., Ciais, P., Crassous, R., Müller, C., Bondeau, A., 2012. The nexus land-use model version 1.0, an approach articulating biophysical potentials and economic dynamics to model competition for land-use. *Geoscientific Model Development* 5 (5), 1297–1322.  
URL <http://www.geosci-model-dev.net/5/1297/2012/>



# Chapitre 1

## Le changement d’affectation des sols au cœur de multiples problématiques

### Introduction

La première section de ce chapitre introduit les changements d’affectation des sols (CAS) et insiste sur le rôle prépondérant de l’agriculture. Ensuite, nous décrirons plusieurs perspectives agricoles en mettant en avant leur disparité. Après une présentation de l’impact des CAS sur le climat, la section 1.3 analyse les dernières projections de CAS du Groupe d’experts Intergouvernemental sur l’Évolution du Climat (GIEC). Nous y montrerons que certains scénarios du GIEC semblent sous-estimer les surfaces agricoles dans le futur.

Nous nous pencherons ensuite sur les différentes filières de production d’énergie à partir de produits agricoles. Nous verrons pourquoi les agrocarburants dits de première génération, qui étaient censées permettre d’atténuer le changement climatique, ne sont plus considérés comme tels dans les derniers scénarios du GIEC. A la place, les modélisateurs du GIEC supposent l’apparition et le développement de filières de production d’énergie à partir de biomasse de deuxième génération dont la faisabilité et les bénéfices environnementaux, économiques et sociaux restent à évaluer. De manière plus générale, nous montrerons que les technologies de production d’agrocarburants existantes, ne permettent pas aux pays industrialisés de s’affranchir des contraintes qui leur imposent de diminuer drastiquement leur consommation d’énergie (ressources fossiles finies et changement climatique). En guise de conclusion, nous expliquerons en quoi l’approche originale du modèle Nexus Land-Use permet de faire avancer la recherche sur les changements d’affectation des sols.

Parallèlement, ce chapitre met en avant deux idées fortes. Premièrement, la plupart des questions relatives à l’alimentation, à la production d’énergie à partir de biomasse, à la préservation des milieux naturels et cultivés et au changement climatique ne peuvent être traitées sans tenir compte de leur rapport avec la terre et sa couverture. Réciproquement, en reliant plusieurs thématiques, la “contrainte sol” rend nécessaire leur analyse conjointe. Deuxièmement, les changements d’affectation des sols sont difficilement prédictibles car ils résultent d’une combinaison de divers facteurs. Bien qu’ils soient conditionnés par des contraintes biophysiques, ce sont principalement les activités humaines qui sont à

l'origine de ces changements. Pour étudier l'évolution future de l'occupation des terres, il faut nécessairement s'appuyer sur des scénarios économiques et politiques correspondant à des visions du monde.

## 1.1 Les causes des changements d'affectation des sols

La couverture terrestre comprend la surface et le sous-sol peu profond, incluant les populations humaines, la faune, la flore, le sol, la topographie, l'eau souterraine et de surface, et les ouvrages érigés par l'homme (Lambin et al., 2003). Généralement, les changements d'affectation des sols, désignent les changements provoqués par l'homme dans l'utilisation ou la gestion des terres qui peuvent entraîner des modifications de la couverture terrestre (GIEC, 2007). Un CAS se définit comme le passage d'une terre d'une classe de couvert à une autre (par exemple d'une forêt à une terre cultivée ou d'une terre cultivée à une zone urbaine).

On observe des CAS très préoccupants dans les régions tropicales où le déboisement entraîne, entre autre, le déplacement de populations indigènes, l'extinction d'espèces animales et végétales, une perturbation du cycle de l'eau et une augmentation des émissions de  $\text{CO}_2$ . Bien qu'il n'existe pas d'estimation très précise de l'étendue de la déforestation tropicale (Grainger, 2008, 2009), les données disponibles indiquent que le phénomène est important. Certaines régions d'Asie et d'Amérique Latine affichent des taux de déforestation entre 2 et 5 %  $\text{an}^{-1}$  (Lambin et al., 2003). Plus généralement, des transformations rapides de la couverture terrestre ont eu lieu ces dernières décennies : dégradation des régions arides en Asie, déforestation en Amazonie, augmentation rapide des surfaces cultivées souvent associée à une déforestation à grande échelle en Asie du Sud-Est, dégradation des forêts en Sibérie principalement à cause de l'exploitation forestière, diminution des surfaces cultivées au Sud-Est des États-Unis et à l'Est de la Chine (Lepers et al., 2005). Cependant, des observations récentes indiquent un ralentissement de la déforestation en Asie tropicale et au Brésil (Friedlingstein et al., 2010).

La déforestation a souvent été associée à la pauvreté et la démographie. Par exemple, dans les scénarios du GIEC de 1992, IS92a-IS92f, les surfaces déboisées sont proportionnelles à la population avec un décalage de 25 ans (IPCC, 2000, p. 143). Cette représentation est simpliste, les causes des changements d'affectation des sols se révélant complexes et multiples (Lambin et al., 2001). Les CAS sont le résultat de "décisions prises par les acteurs locaux qui répondent aux opportunités et contraintes créées par de multiples facteurs à différents niveaux d'organisation du système socio-écologique" (Scouvar et Lambin, 2006). On peut distinguer les causes *proximales* : l'expansion agricole, le développement du secteur forestier et l'extension des infrastructures, et les causes *ultimes*, à savoir un faisceau de facteurs naturels, économiques, technologiques, démographiques, institutionnels et culturels (Lambin et al., 2003). Selon une méta-analyse sur la déforestation dans les tropiques, dans l'écrasante majorité des études sélectionnées, les CAS sont provoqués par la synergie de plusieurs facteurs parmi lesquels prédominent les changements des politiques nationales et des conditions économiques conditionnées par des facteurs institutionnels (Geist et Lambin, 2002). Par ailleurs, les causes des CAS évoluent. Alors que dans les années 1970 et 1980, la déforestation dans les tropiques était majoritairement le résultat des politiques de colonisation, entre 2000 et 2005, elle était positivement corrélée avec l'augmentation de la population urbaine et des exportations de produits agricoles (Defries et al., 2010).

La mondialisation a une grande influence sur les CAS. Elle accroît les interconnexions entre les nations et les personnes via les marchés, les échanges d'informations et de capi-

tal, les migrations humaines et les institutions politiques et sociales (Lambin et Meyfroidt, 2011). Bien que la mondialisation puisse en théorie optimiser l'utilisation des terres (théorie des avantages comparatifs), en réalité, elle ne fait que modifier la répartition régionale de l'expansion agricole et de la déforestation, voire, dans certains cas, accélère ces deux phénomènes. Selon Lambin et Meyfroidt, quatre effets y participent. (i) En créant des réserves naturelles, en luttant contre la déforestation et en mettant des terres agricoles en retrait par des incitations à la mise en jachère, certains pays déplacent leur activité agricole et forestière. D'autres pays, en mettant sur le marché d'énormes quantités de produits agricoles et forestiers, font baisser les prix et facilitent la repousse de forêts ailleurs. Cet *effet transfert* prend aussi la forme de transactions foncières internationales à grande échelle (Anseeuw et al., 2012). (ii) En améliorant l'efficacité de la production, certains progrès techniques et certaines politiques réduisent la consommation de ressources par unité de production. Cependant, une augmentation de l'efficacité de la production baisse automatiquement son coût. Les économies déployées vont permettre de consommer d'avantage, ce qui induit finalement une augmentation de la consommation de ressources. Cet *effet rebond* ou paradoxe de Jevons (Alcott, 2005), peut annuler les bénéfices d'une nouvelle technologie. Bien que l'intensification agricole ait permis de réduire les surfaces agricoles dans plusieurs pays, lorsque cette intensification a concerné des cultures commerciales (soja au Brésil, palmier à huile en Indonésie et en Malaisie par exemple), elle a stimulé l'expansion des terres cultivées. (iii) En 2009, 214 millions de migrants ont envoyé 414 millions de dollars de fonds dans leur pays d'origine. Les conséquences de ce transfert sur l'usage des sols dépendent fortement du contexte, réduisant la déforestation dans certains cas et l'augmentant dans d'autres. (iv) Enfin, l'*effet cascade* est une chaîne d'évènements déclenchée par la perturbation d'un système. Appliqué à l'usage des sols, cet effet est appelé changement d'affectation des sols indirect (CASI), provoqué notamment par les politiques en faveur des agrocarburants (voir section 1.4.3.4). L'*effet cascade* est une succession de changements d'affectation des sols et de substitution entre cultures ce qui le rend plus difficilement mesurable que l'*effet transfert* défini plus haut.

Si les CAS sont toujours le résultat d'une combinaison de facteurs, l'expansion agricole est de loin la cause proximale principale. Selon la méta-analyse déjà citée qui porte sur les causes de la déforestation dans les tropiques (Geist et Lambin, 2002), l'expansion agricole est associée à 96 % des cas étudiés. L'expansion agricole inclut le déboisement pour la culture permanente ou itinérante, l'élevage bovin et l'agriculture de colonisation (projets gouvernementaux de déplacement de population et de réinsertion des migrants). Selon la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture), sur la période 1980-2000, plus de la moitié de l'augmentation des surfaces agricoles dans les tropiques s'est faite au détriment de forêts primaires et 28 % au détriment de forêts secondaires (Lambin et Meyfroidt, 2011).

Bien qu'il n'existe que peu de données sur la conversion de pâtures en terres cultivées, zones urbaines ou forêts, certains exemples permettent d'illustrer ce phénomène. Seulement 9 % des prairies originelles à herbes hautes d'Amérique du Nord ont été conservées, le reste a été transformé en terres cultivées (71 %), en zones urbaines (19 %) et en forêts (1 %). Il en va de même pour le *cerrado* d'Amérique du Sud dont seulement 21 % a subsisté sous forme de pâtures, le reste ayant été majoritairement converti en terres cultivées (Steinfeld et al., 2010, p. 37). En Union Européenne, entre 1990 et 2000, l'expansion des surfaces artificielles (étalement urbain et infrastructures) s'est faite principalement au détriment des terres cultivées (48 %) et des prairies (36 %)<sup>1</sup>. Sur la même période, le pays affichant le taux

<sup>1</sup>Ces chiffres proviennent de la base de donnée d'occupation des sols Corine Land Cover 2000 qui inclut les pays de l'Union Européenne à l'exception de la Finlande, la Suède, Chypre et Malte (?).



d'accroissement des surfaces artificielles le plus élevé d'Europe est l'Irlande ( $3\% \text{ an}^{-1}$  entre 1990 et 2000), où c'est principalement des prairies qui ont été converties (à 80 %, ?).

## 1.2 Les prospectives agricoles

Cette section présente trois exercices de prospective agricole à l'horizon 2050 : la mise à jour 2012 des projections de la FAO (Alexandratos et Bruinsma, 2012), la prospective Agrimonde conduite par l'INRA et le CIRAD (Paillard et al., 2011) et une projection de nature plutôt économétrique publiée en 2011 (Tilman et al., 2011).

L'approche suivie dans les prospectives de la FAO est dite *positive*, en ce qu'elle vise à décrire l'évolution la plus probable des variables clefs du système agricole et alimentaire mondial. La méthode utilisée combine modélisation, assurant la cohérence des projections, et connaissances des experts FAO de différentes disciplines et de différents pays.

Le rapport Agrimonde présente deux scénarios élaborés par un panel d'experts multidisciplinaire s'appuyant sur le module quantitatif Agribiom. Ce module, basé sur les bilans ressource-emplois de la FAO, assure la cohérence entre les flux annuels de denrées alimentaires produites, échangées et consommées. Le premier scénario, AGO, est un scénario tendanciel inspiré du scénario Global Orchestration du Millenium Ecosystem Assessment, dans lequel deux facteurs, l'absence de barrières douanières et une croissance économique importante contribuent à réduire fortement la pauvreté, ce qui a pour effet de stimuler la consommation de produits animaux comme la viande, les œufs et le lait. Dans ce scénario, les produits animaux et végétaux sont produits à bas coût par quelques agro-industries faisant fi des risques climatiques, épidémiques et économiques (comme l'augmentation du prix de l'énergie).

Le scénario AG1, pour Agrimonde 1, décrit un futur très différent du scénario AGO dans lequel l'usage des techniques agricoles industrielles décline et dans lequel se développe une agriculture qui s'inspire des savoir-faire traditionnels et du fonctionnement des milieux naturels (agroécologie). AG1 est un scénario de rupture avec un système agricole industriel fortement dépendant d'intrants qui cherche à économiser la main d'œuvre. Ce scénario décrit un modèle agricole fondé sur une mosaïque d'agro-écosystèmes complexes hautement productifs (comprenant des arbres) qui économisent le capital, les intrants, et l'eau en exploitant les meilleures synergies biologiques locales.

La méthodologie utilisée par Tilman et al. est la suivante : après avoir classé les pays du monde en 7 niveaux de PIB par habitant, ils ont réalisé une projection de croissance de ces groupes de pays jusqu'en 2050 en s'inspirant de la courbe de Kuznets. Les relations entre PIB par habitant et régime alimentaire d'une part, et rendement agricole et consommation d'engrais azotés d'autre part, sont déterminées en utilisant des régressions. Dans cette analyse, nous avons retenu deux scénarios présentés dans Tilman et al. (2011) : (i) un scénario qui prolonge les tendances passées, avec d'un côté des pays pauvres à faible rendement agricole qui augmentent leur production principalement en étendant leur surface cultivée et de l'autre des pays riches à haut rendement agricole qui continuent à augmenter leur production par l'intensification et le progrès technique, et, (ii) un scénario économe en terres qui suppose une convergence des taux d'application d'engrais azotés entre les différents types de pays, une continuation des progrès des techniques agricoles et un transfert technologique qui permettrait à tous les pays du monde d'adopter les techniques intensives du groupe des pays les plus riches.

L'incertitude associée à la population n'est pas analysée ici. La FAO et Tilman et al. se

fondent sur la version 2009 du scénario médian des Nations Unies dans laquelle la population mondiale atteindrait 9,15 milliards d'habitants en 2050 (UN, 2009). Les deux scénarios du rapport Agrimonde utilisent la version 2007 du scénario médian des Nations Unies dans laquelle la population mondiale atteint 9,06 milliards d'habitants en 2050. Cependant, certains pays ont été exclus car les statistiques de la FAO étaient très mal ou très irrégulièrement renseignées (Afghanistan, Antarctique, Bhoutan, Irak, Oman, Papouasie Nouvelle-Guinée, Sahara Occidental, Somalie, ainsi que de nombreuses îles et micro-états représentant aujourd'hui 2 % de la population mondiale). Par conséquent, la population Agrimonde en 2050 s'élève à 8,8 milliards.

Nous ne considérerons que les CAS à l'échelle mondiale, sans examiner les évolutions régionales et le commerce international (sur ce point voir par exemple Brunelle, 2012, chapitre 3).

### 1.2.1 La consommation de produits agricoles

Les chiffres qui suivent correspondent à ce que la FAO appelle la *disponibilité alimentaire* (ou consommation apparente) qui inclut les pertes et gaspillages durant et après la mise à disposition aux ménages et collectivités, mais exclut les pertes en amont (qui sont comptabilisées dans la catégorie "pertes" par la FAO).

Selon Dorin et Le Cotty (2011), à l'échelle mondiale, la consommation alimentaire est passée de 2500 kilocalories par jour et par personne en 1961 à  $3000 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  en 2003. Mais cette moyenne cache d'importantes disparités, alors qu'en 2003 la consommation alimentaire avoisinait  $4000 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  dans les pays de l'OCDE de 1990, elle ne dépassait toujours pas  $2500 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  en Afrique sud-saharienne. La différence est encore plus importante concernant les consommations de produits animaux (laits, viandes, œufs) : ces derniers apportent près de  $1200 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  sur  $4000$  (30 %) dans les pays de l'OCDE de 1990, alors qu'à l'autre extrême, en Afrique sud-saharienne, ils ne contribuent qu'à une hauteur d'environ  $135 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  sur  $2400$  (moins de 6 %, Dorin, 2011).

Dans le scénario tendanciel du rapport Agrimonde (AGO), la consommation apparente de produits animaux, en excluant les produits aquatiques, passe de  $500 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  en 2003 à  $834 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  en 2050 (+67 %) et la consommation apparente de produits végétaux passe de  $2500$  à  $2700 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$ . En conséquence, avec les augmentations concomitantes de population, la production végétale totale devrait augmenter de 83 %, en grande partie poussée par la demande d'aliments pour animaux qui augmente de plus de 120 %, passant de 33 % de la production végétale totale en 2003 à 43 % en 2050. Dans le scénario AG1, les régimes alimentaires convergent en 2050 à  $3000 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  dont  $500 \text{ kcal}$  de produits animaux. La production végétale ne doit alors augmenter que de 28 % entre 2003 et 2050 et la production animale de 21 %.

Dans la mise à jour 2012 du scénario de la FAO, la consommation alimentaire est plus faible que dans le scénario AGO. Dans le scénario FAO, entre 2005/2007 et 2050, la consommation apparente de calorie par personne augmente de 11 % alors qu'elle augmente de 18 % dans le scénario AGO. La production totale de viande augmente de 76 % en tonnes dans le scénario FAO alors que la production de produits animaux (qui inclue les œufs et le lait) augmente de 137 % en calories dans le scénario AGO. Par contre, l'augmentation de la production végétale (incluant les aliments pour animaux) semble être plus élevée dans le scénario FAO (la production d'huile végétale double et la production de céréales augmente de 95 %), en partie à cause des agrocarburants (voir plus bas).

Entre les deux scénarios de Tilman et al., la production agricole est la même. Entre 2005

et 2050, la production de calories végétales augmente de 100 % et la production de protéines végétales de 110 % (ces chiffres tiennent compte de l'alimentation animale, même si les productions animales ne sont pas estimées). Notons que les fourrages pour animaux (maïs fourrager, luzerne, etc.) ne sont souvent pas pris en compte dans toutes ces perspectives car ces productions sont mal inventoriées par la FAO.

Pour estimer le régime alimentaire en 2050, beaucoup d'études ou de modèles utilisent une corrélation temporelle et spatiale entre le PIB par habitant et la quantité de calories et/ou de protéines consommées par personne (par exemple Lotze-Campen et al., 2008; Tilman et al., 2011). Cependant, la corrélation n'est pas parfaite (voir le cas du Japon par exemple), et prolonger les tendances peut aboutir à des résultats absurdes. Comme le relève le dernier rapport de la FAO, selon les projections de Mittal (2008), la demande de sucre en Inde passerait de 12 kg par personne en 2000 à 51 kg en 2026 si la croissance du PIB est de 8 %, ou à 71 kg pour une croissance de 9 %. Or seuls quelques pays producteurs et exportateurs de sucre ont une consommation comprise entre 50 et 57 kg comme Barbade, Trinité-et-Tobago et Cuba, mais une consommation de 71 kg n'a pas de sens d'un point de vue nutritionnel. Cet exemple illustre bien les problèmes engendrés l'utilisation de fortes élasticités-revenus sur le long terme (Alexandratos et Bruinsma, 2012, p. 57).

Les chiffres de "régime alimentaire" donnés dans la plupart des publications sont trompeurs car ils incluent une partie des pertes. Au total, on estime qu'entre 30 % et 40 % de la production agricole est perdue (Godfray et al., 2010; Stuart, 2009). Dans les pays en développement, les pertes alimentaires sont importantes de la ferme jusqu'à la transformation alors que dans les pays développés, les pertes ont lieu au niveau des commerçants, des restaurateurs, et des consommateurs. Par conséquent, l'essentiel de la nourriture perdue n'est pas incluse dans la consommation apparente des pays en développement alors qu'elle est incluse dans celle des pays développés. Dans ces pays, l'augmentation de la consommation apparente résulte en partie de l'augmentation du gaspillage et de la surconsommation. Aux États-Unis, la quantité de déchets par personne a augmenté de 50% depuis 1974 pour atteindre  $1400 \text{ kcal j}^{-1} \text{ cap}^{-1}$  soit 40% de la nourriture disponible. On estime qu'environ 75 % de l'accroissement de la quantité de calories disponible par personne et par jour est due à l'augmentation du gaspillage, par ailleurs, le poids moyen est passé de 71 à 80 kg (Hall et al., 2009). Selon une autre étude, le poids total de la population mondiale adulte en 2005 était de 287 Mt dont 15 Mt dû au surpoids (Walpole et al., 2012).

Pour obtenir la consommation de produits agricoles totale, il faut ajouter à la consommation apparente, les aliments pour animaux, les semences, les pertes de la ferme jusqu'à la transformation, la consommation de denrées comestibles à des fins non-alimentaires (énergie, lubrifiants, cosmétique, matériaux, etc.), et les produits non comestibles (caoutchouc, coton et autres fibres).

La quantité de produits agricoles utilisée pour nourrir les animaux d'élevage est très difficile à estimer tant sur passé que pour le futur. Deux méthodes existent pour estimer les besoins en aliments pour animaux : l'approche statistique et l'approche physiologique (Dorin et Le Cotty, 2011). L'approche physiologique consiste à estimer les besoins alimentaires des animaux en fonction de différents paramètres : énergie dépensée pour le maintien de l'homéostasie et la collecte de nourriture, production de lait ou d'œufs, gain moyen quotidien en viande, effort journalier de traction, etc. Ce modèle est aussi fonction des caractéristiques locales des biomasses à disposition et de la composition des cheptels : espèces et races animales, âge, sexe et poids des animaux. Enfin, il peut tenir compte des différences entre les systèmes de production animale, séparant par exemple l'élevage bovin entre, le système pastoral, basé sur une exploitation extensive des pâturages naturels, et les systèmes hors-sol ou mixte plus intensifs en capital et en intrants qui incluent des concentrés à base de céréales

dans la ration (voir par exemple Bouwman et al., 2005; Wirsenius, 2000, 2003; Wirsenius et al., 2010; Devendra et Sevilla, 2002; Herrero et al., 2008).

L'approche statistique consiste à calculer une fonction de production calibrée sur les données historiques (c'est la méthode utilisée dans la prospective Agrimonde, Dorin et Le Cotty, 2011). Que l'on utilise l'une ou l'autre méthode, il est difficile d'estimer les quantités réellement consommées à travers le monde à cause du manque de données sur les consommations d'aliments pour animaux (notamment sur le fourrage). L'évolution des pratiques d'élevage rend la tâche encore plus difficile.

Enfin, l'incertitude sur l'évolution de la production d'agrocarburants est importante (voir section 1.4). Dans le scénario FAO, 6 % des céréales, 10 % de l'huile végétale et 24 % du sucre seraient transformés en carburant en 2050 (Alexandratos et Bruinsma, 2012, p. 97). Dans les scénarios du rapport Agrimonde, la production d'agrocarburant n'est pas donnée explicitement, mais une estimation des surfaces dédiées à la production d'agrocarburants est fournie. Pour le scénario AGO, 65 % des terres mises en culture entre 2003 et 2050 sont destinées aux usages non-alimentaires (217 Mha, soit 12 % des terres cultivées en 2050). Dans le scénario AG1, l'ordre de grandeur des surfaces agricoles occupées par des cultures ou plantations énergétiques est inférieur à 10 % de la surface cultivée dans la plupart des régions du monde, sauf en Amérique latine et dans les pays de l'OCDE de 1990 où les surfaces de cultures énergétiques peuvent atteindre jusqu'à 20 % de la surface cultivée. Les agrocarburants ne sont pas explicitement pris en compte dans l'étude de Tilman et al. (2011).

### 1.2.2 Le rendement agricole

Dans le scénario FAO, entre 2005/2007 et 2050, le rendement moyen des principales céréales (blé, riz, maïs), de l'arachide et du tournesol augmentent entre 29 et 36 %. Des augmentations de rendement sont également renseignées pour les autres cultures principales : soja (+39 %), sorgho (+46 %), canne à sucre (+53 %), millet (+56 %), colza (+75 %) et légumes secs (+100 %). Dans le scénario AGO d'Agrimonde, le rendement des cultures alimentaires, exprimé en calories, augmente de 76 % entre 2000 et 2050. Pour le scénario AG1, il n'est que de +7 % car le développement de l'agroécologie demande une transformation radicale du système agricole. Enfin, dans Tilman et al. (2011), l'augmentation des rendements est de 30 % dans le scénario tendanciel, et de 80 % dans le scénario économe en terres.

Même si les rendements ont fortement augmenté pendant la deuxième moitié du XX<sup>e</sup> siècle, on peut douter que cette croissance se poursuive au même rythme (Koning et van Ittersum, 2009; Tilman et al., 2002; Cassman, 1999). Il semble que la plupart des options permettant d'augmenter les rendements ont déjà été découvertes et que l'on approche des limites physiologiques. Par exemple, il est peu probable que la sélection génétique permette encore d'augmenter sensiblement la part du produit désiré (par ex. le grain) au dépend des autres parties aériennes de la plante à cause de limites physiologiques (Erb et al., 2009, p. 50).

L'augmentation annuelle des rendements a ralenti depuis une vingtaine d'années. En particulier, le taux de croissance du rendement du blé qui atteignait 3 % an<sup>-1</sup> en moyenne sur 1961-1990, n'a été que de 0.5 % an<sup>-1</sup> sur 1990-2007 (Alston et al., 2009). En France, on observe une stagnation des rendements du blé depuis 1996. Pour Brisson et al. cette stagnation serait due au changement du climat et à des changements de pratique dont notamment la moindre fréquence de légumineuses dans les rotations (Brisson et al., 2010). Selon d'autres auteurs, elle est le résultat des pratiques agricoles qui détruisent l'activité biologique des sol (trop de labour, d'engrais et de pesticides, Bourguignon et Bourguignon,

1991).

Les études portant sur l'évolution des rendements agricoles dans le futur font souvent l'erreur de se focaliser sur les statistiques de rendement par culture (par exemple Tilman et al., 2011; Licker et al., 2010). En comparant les rendements par récolte et par plante entre les différents pays du monde et en tenant compte des différences climatiques et/ou économiques, ces études tentent de calculer l'augmentation de rendement possible. Cependant, dans une large partie des pays tropicaux, les agriculteurs ne cherchent pas à maximiser le rendement d'une seule culture mais de l'ensemble de leurs cultures sur l'année (deux, trois récoltes par an ou plus). Ainsi, en Asie en particulier, les agriculteurs récoltent les plantes précocement pour avoir le temps de cultiver plusieurs plantes par an. Ces itinéraires techniques permettent une production annuelle par hectare plus grande mais impliquent un rendement par récolte et par plante plus faible. Une plus grande utilisation d'engrais et de pesticides ne permettrait pas forcément d'augmenter le rendement car le facteur limitant est dans ce cas le temps. Cette caractéristique est prise en compte dans les prospectives Agrimonde et FAO. La FAO a estimé que l'augmentation de la production entre 2005/2007 et 2050 sera due pour 80 % à l'augmentation du rendement récolté, 10 % à l'augmentation des surfaces cultivées et 10 % à l'augmentation de l'intensité culturale (augmentation du nombre de récoltes par an ou réduction des périodes de jachères).

### 1.2.3 Quelle surface cultivée en 2050 ?

En l'an 2000, la surface cultivée en incluant les cultures pérennes était de l'ordre de 1,5 milliards d'hectares (intervalle de confiance à 95 % entre 1,22 et 1,71 Gha) selon Raman-kutty et al. (2008). L'estimation de la FAO pour 2005/2007 est de 1,592 Gha, la valeur officielle de 1,548 Gha ayant été corrigée pour, entre autre, obtenir des intensités culturales plus réalistes dans certains pays en développement (notamment en Afrique sud-saharienne, Alexandratos et Bruinsma, 2012).

Entre 2005/2007 et 2050, les terres cultivées s'étendent de +4,3 % dans le scénario FAO. Pour les scénarios du rapport Agrimonde, entre 2000 et 2050, l'extension des terres agricoles est de +21 % dans le scénario AGO et de +39 % dans le scénario AG1. Notons que la surface cultivée en 2050 dans le scénario AG1 a été construite sur la base des potentiels de production GAEZ (voir plus bas). La différence entre l'estimation des surfaces cultivées dans AG1 (2,1 Gha en 2050) et les surfaces nécessaires pour produire les denrées alimentaires (1,9 Gha, calculé à partir du scénario de consommation alimentaire, des estimations de rendement dans les différentes régions et du commerce) est dédié à des productions non alimentaires. Notons que les catégories d'utilisation des sols, cultures, pâtures et forêts sont moins pertinentes pour appréhender le scénario AG1 à cause de certaines techniques agroécologiques (absence de labour, mélange d'arbres et de pâturages avec les cultures). Entre 2005 et 2050, les terres cultivées s'étendent de +50 % dans le scénario tendanciel de Tilman et al. et de +13 % dans le scénario économe en terres.

La demande de terres cultivées ne constitue qu'une partie de la demande de terres fertiles. Selon Lambin et Meyfroidt (2011) qui ont réalisé une estimation haute et basse des besoins en terres en se basant sur plusieurs sources, la demande de terres supplémentaires pour 2030 serait comprise entre 285 et 792 Mha, soit entre 19 et 53 % des surfaces cultivées en 2000. Cette demande additionnelle se décompose comme suit : cultures alimentaires (entre 81 et 147 Mha), agrocarburants (44 - 118 Mha), prairies (0 - 151 Mha), expansion urbaine (48 - 100 Mha), plantations de forêts (56 - 109 Mha), zones protégées (26 - 80 Mha), terres perdues par dégradation (30 - 87 Mha).

Pour estimer les surfaces de terre pouvant encore être cultivées, la méthode utilisée dans la plupart des études est de soustraire la surface des terres effectivement cultivées à une estimation des terres potentiellement cultivables selon la base de données FAO/IIASA appelée *Global Agro-Ecological Zones* (GAEZ, Fischer et al., 2002). La méthode GAEZ consiste à adapter puis croiser deux types de données à une échelle très fine, sur les milieux agro-écologiques d'une part (climat, sol pente, occupation actuelle des terres) et sur de possibles utilisations des terres, d'autre part (27 espèces végétales déclinées en divers sous-types). Le croisement de ces deux ensembles de données conduit à classer chaque point de grille à un niveau de fiabilité agricole en fonction de la production potentielle (très convenable, convenable, moyennement convenable, peu convenable, impropre à l'agriculture). En utilisant ce type d'approche, Laurence Roudart a conclu qu'il existait 530 Mha de terres disponibles d'une fertilité au moins "moyennement convenable" qui ne soit pas couverte de forêts, ce qui représente un tiers des surfaces cultivées en 2000. Cette estimation monte à 970 Mha si l'on ajoute les terres "peu convenables" et 1875 Mha si l'on s'autorise en plus de détruire 1/3 des forêts (Roudart, 2010).

Dans une étude plus récente commandée par la Banque Mondiale, l'IIASA a croisé les données GAEZ avec des informations sur l'occupation actuelle des terres, la densité de population et l'accès aux infrastructures. Les terres potentiellement cultivables sans irrigation, d'une densité de population inférieure à 25 personnes par km<sup>2</sup>, en excluant les terres actuellement cultivées, les forêts, les zones protégées, a été estimée à 445 Mha. Une grande partie de ces terres serait des prairies naturelles et des savanes situées dans les pays en développement : 202 Mha en Afrique sud-saharienne et 123 Mha en Amérique Latine et aux Caraïbes. Par ailleurs, pour 40 % de ces terres, le temps de transport pour atteindre une ville de plus de 50 000 habitants est de plus de 6 heures (Fischer et Shah, 2010, cité dans Deininger et al., 2010, p. 79).

Selon Anthony Young, ce type d'estimation (que l'on retrouve dans le rapport Agrimonde et ceux de la FAO) est critiquable pour plusieurs raisons : (i) les terres disponibles sont surestimées car les collines, escarpements, fossés, talus, affleurement de roches, petits plans d'eau et marais sont négligés, (ii) les surfaces effectivement cultivées sont sous-estimées car les gouvernements ne veulent pas reconnaître l'étendue des surfaces de jachères, des intrusions dans des zones protégées ou encore la culture de versants escarpés et (iii) les surfaces non cultivées comme les réserves naturelles, les infrastructures, les forêts et les pâtures ne sont pas suffisamment prises en compte (Young, 1999, 2000). La question des pâtures est particulièrement problématique car il n'existe pas de statistiques fiables et il est clairement établi que les surfaces pâturées sont plus importantes que ce que la FAO rapporte (Haberl et al., 2010).

Fort de son expérience de "soil surveyor", Anthony Young doute de l'existence de terres disponibles dans la plupart des pays en développement. S'il y a des centaines d'hectares disponibles, pourquoi l'agriculture s'est-elle étendue jusque sur des pentes raides et sur les terres très peu fertiles ? Pourquoi y a-t-il autant d'incursions illégales dans les réserves forestières ou les parcs naturels ? La distribution inéquitable de la terre est sûrement une partie de la réponse, mais la tension sur la ressource terre est si généralisée qu'elle suggère que l'offre de terre disponible dans la plupart des pays du monde est proche de zéro. Enfin, l'intensification et l'expansion des terres agricoles peut entraîner un cercle vicieux. L'augmentation des intrants, de l'intensité culturale, et la mise en culture de terres fragiles accélérant l'appauvrissement des sols (Döös, 2002).

### 1.2.4 La disparité des prospectives agricoles

Force est de constater la grande disparité des prospectives agricoles, chacune des organisations à l'origine d'une prospective agricole posant le problème à sa manière afin de peser dans le débat (Labbouz, 2013). La FAO insiste sur la nécessité d'augmenter la production agricole et affiche son optimisme sur les progrès techniques en prévoyant une augmentation importante des rendements. Les prospectives de la FAO et de Tilman et al. ne remettent pas en cause l'agriculture conventionnelle malgré ses conséquences néfastes sur les terres agricoles (Bourguignon et Bourguignon, 1991) et la santé (voir par exemple le dossier de l'association MDRGF, 2012). La FAO néglige les techniques agroécologiques alors qu'elles pourraient permettre des augmentations de rendements significatives dans les pays en développement (Pretty et al., 2006). A l'inverse, en comparant le scénario AGO et AG1 dans le rapport Agrimonde, le CIRAD et l'INRA font la promotion d'un monde plus égalitaire, proche de la nature, limitant les pollutions et les gaspillages.

Il existe une grande incertitude sur l'évolution des surfaces cultivées dans le futur. Les évolutions de la production d'agrocaburants, des régimes alimentaires et des rendements agricoles sont difficilement prédictibles car elles dépendent d'un grand nombre de facteurs politiques, culturels, économiques, techniques et biophysiques. Cette incertitude se propage sur les émissions de gaz à effet de serre. En effet, les changements d'affectation des sols sont responsables d'une partie non négligeable des émissions de dioxyde de carbone. En moyenne sur la période 2000-2009, les émissions provoquées par les CAS étaient de  $1,1 \pm 0,7 \text{ PgC yr}^{-1}$  (Friedlingstein et al., 2010). Pour comparaison, les autres émissions anthropiques de dioxyde de carbone (liées à l'utilisation des combustibles fossiles et à la production de ciment), étaient de  $8,4 \pm 0,5 \text{ PgC yr}^{-1}$  en 2009 (Friedlingstein et al., 2010). Bien que l'on observe une légère baisse des émissions induites par les CAS (elles étaient de  $1,5 \pm 0,7 \text{ PgC yr}^{-1}$  en moyenne sur la période 1990-1999), elles pourraient réaugmenter à l'avenir. On s'attend donc à ce que les scénarios de CAS utilisés par le GIEC couvrent un large spectre afin de calculer les conséquences sur le climat de toutes les modifications de la surface terrestre qui pourraient advenir.

## 1.3 La modélisation des changements d'affectation des sols à l'échelle mondiale par le GIEC

### 1.3.1 Les émissions de $\text{CO}_2$ provoquées par les changements d'affectation des sols

Naturellement, la biosphère terrestre échange du carbone avec l'atmosphère à travers la photosynthèse, la combustion de biomasse, la respiration des plantes et du sol. En l'absence de perturbations anthropiques et de changements climatiques, le cycle du carbone d'un écosystème, qui possède une variabilité journalière, saisonnière et stochastique (feux, ravageurs, etc.), est à l'équilibre; et les différents stocks de carbone (biomasse aérienne, biomasse souterraine et sol) n'ont pas d'évolution tendancielle sur le long terme. A l'équilibre, le niveau de ces stocks de carbone dépend du type de sol, de la végétation et du climat. Lorsqu'un de ces écosystèmes est converti en culture, cette concentration décroît pendant plusieurs dizaines d'années jusqu'à atteindre un nouvel équilibre. Ainsi, lorsqu'une prairie est retournée pour être cultivée, environ 60 % du carbone du sol est émis dans l'atmosphère sous forme de  $\text{CO}_2$ . De plus, la majorité de la biomasse aérienne et souterraine se décompose, donnant lieu à des émissions de  $\text{CO}_2$  supplémentaires. Lorsqu'une forêt est rasée pour être mise en culture

c'est 40 % du carbone du sol qui est relargué dans l'atmosphère, mais les émissions totales sont souvent plus importantes que celles provoquées par le retournement de prairies, car la quantité de carbone contenue dans la biomasse est plus grande (Guo et Gifford, 2002).

De plus, les émissions de CO<sub>2</sub> provoquées par la déforestation sont amplifiées par la diminution de la capacité globale de séquestration de la biosphère qu'elle induit. En effet, la végétation (comme l'océan) sont des "puits de carbone", en ce sens qu'ils limitent l'augmentation de la concentration en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère. Leur stock de carbone est une fonction croissante de la concentration en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère (rétroaction négative). Cependant, moins la surface de forêt est grande moins cet effet est important (Gitz et Ciais, 2003; Gitz, 2004).

Les changements d'affectation des sols peuvent aussi modifier le climat par l'intermédiaire d'autres phénomènes : la perturbation des cycles de l'azote et de l'eau et la modification de la quantité d'énergie solaire réfléchi par le sol (Pielke Sr. et al., 2007).

### 1.3.2 Les scénarios prospectifs du 4<sup>e</sup> et du 5<sup>e</sup> rapport du GIEC

En vue du cinquième rapport du GIEC qui devrait être publié en 2014, de nouveaux scénarios prospectifs sont développés. Pour gagner en efficacité par rapport au quatrième rapport, les études socio-économiques et climatiques ne sont plus faites à la chaîne mais en parallèle.

Les scénarios du 4<sup>e</sup> rapport, appelés SRES (pour "Special Report on Emission Scenarios") ont été élaborés de manière séquentielle. Dans une première phase, des estimations d'émissions de gaz à effet de serre anthropiques et de changement d'affectation des sols étaient produites par les modèles économiques intégrés à partir de différents scénarios socio-économiques. Dans une deuxième phase, le réchauffement résultant de ces émissions anthropiques et de ces CAS était calculé à partir de modèles climatiques. Ces scénarios climatiques étaient enfin introduits dans des modèles d'impacts permettant de simuler les effets du climat sur les écosystèmes. Quarante simulations produites par 6 modèles économiques (AIM, IMAGE, MARIA, MESSAGE, MiniCAM et ASF) ont été classées dans quatre familles de scénarios : A1, A2, B1 et B2 selon les combinaisons d'évolutions démographiques, de développement social et économique et d'évolution technologique. La famille de scénarios A1 se scinde en trois sous-groupes qui se distinguent par leurs technologies de production de l'énergie : forte intensité de combustibles fossiles (A1FI), sources d'énergie autres que fossiles (A1T) et équilibre entre les sources (A1B). Un scénario marqueur a été sélectionné dans chaque groupe (IPCC, 2000).

La méthode d'élaboration des scénarios du cinquième rapport du GIEC est différente. Afin que les économistes et les climatologues puissent travailler en parallèle, quatre scénarios de concentration en gaz à effet de serre appelés "Radiative Concentration Pathways" (RCP), ont été définis a priori puis transcrits en trajectoires d'émissions, et en scénario de CAS. Les climatologues produisent des projections climatiques utilisant les RCP comme entrée, tandis que les socio-économistes élaborent des scénarios socio-économiques débouchant sur des scénarios d'émissions et de CAS, à comparer aux RCP (Moss et al., 2010; GICC, 2011). Le nom des quatre RCP correspond au forçage radiatif auquel ils aboutissent en 2100 : RCP 2.6 (2,6 W m<sup>-2</sup> en 2100 correspondant à un réchauffement d'environ 2 °C, modèle IMAGE, publication de référence: Vuuren et al., 2011), RCP 4.5 (GCAM, Thomson et al., 2011), RCP 6 (AIM, Masui et al., 2011) et RCP 8.5 (MESSAGE, Riahi et al., 2011).

Il existe une différence fondamentale entre les scénarios du GIEC et les prospectives agricoles évoquées précédemment. Les modèles intégrés utilisés pour produire les scénarios GIEC



sont centrés sur le secteur énergétique et ne représentent pas toujours très bien le secteur agricole. De plus, ils sont parfois contraints par des politiques climatiques afin d'atteindre la concentration en gaz à effet de serre ou le forçage radiatif souhaité. Tous les produits sont taxés proportionnellement à leur impact sur le climat ce qui entraîne l'apparition de nouvelles technologies ou l'accélération du développement de certains secteurs industriels (stockage du CO<sub>2</sub>, production d'énergie à partir de biomasse, etc.) et réduit certaines consommations (viande, transport, etc.).

### 1.3.3 Les changements d'affectation des sols dans les scénarios SRES et RCP

Les projections d'évolution des surfaces de cultures, de pâtures, de prairies naturelles et de forêts des scénarios RCP sont représentées dans la figure 1.1. Ces projections sont surprenantes pour plusieurs raisons. Premièrement, les surfaces de forêts et de pâtures naturelles augmentent dans les 2 scénarios intermédiaires (RCP 4.5 et RCP 6), alors qu'elles décroissent dans les deux scénarios extrêmes. Deuxièmement, dans le RCP 6, les surfaces de pâtures décroissent fortement par rapport aux autres scénarios. Enfin, dans trois scénarios, la surface cultivée augmente (entre +20 % et +30 % entre 2005 et 2100) mais dans le RCP 4.5 (modèle GCAM), la surface cultivée décroît de 25 %.

Si l'intérêt de la méthode d'élaboration des scénarios pour le cinquième rapport du GIEC est de permettre aux économistes et aux climatologues de travailler en parallèle, elle a un grand inconvénient : un seul scénario de changement d'affectation des sols calculé avec un seul modèle intégré est associé à une trajectoire d'émissions. Or comme le remarque le rapport SRES, les CAS sont très dépendants du modèle utilisé (IPCC, 2000, p. 7). On peut même affirmer que les scénarios SRES dépendent plus du modèle utilisé que du type de scénario (figures 1.2 à 1.7). Il est intéressant de noter que les projections de surface cultivée les plus faibles dans les scénarios marqueurs SRES et dans les RCP ont été produites par le modèle GCAM et son ancienne version (MiniCAM). Dans le RCP 4.5, la surface cultivée décroît de 25 % entre 2005 et 2100 et dans le scénario marqueur SRES A1FI elle décroît de 56% entre 2000 et 2100.

Pour analyser les projections de surfaces cultivées du GIEC et les comparer avec les perspectives agricoles présentées précédemment, nous avons calculé un indicateur : *le nombre d'humains par hectare cultivé à la dernière année des perspectives*. Il aurait été intéressant de calculer dans quelle mesure les variations de cet indicateur sont liées aux variations du rendement agricole moyen et de la consommation de produits agricoles par personne, malheureusement, nous n'avons pas pu avoir accès aux productions agricoles des scénarios du GIEC. Par ailleurs, nous avons exclu les surfaces cultivées dédiées à la production d'énergie sauf lorsque cela n'a pas été possible (perspective FAO et scénarios RCP). Dans la perspective FAO 6 % des céréales, 10 % de l'huile végétale et 24 % du sucre sont transformés en carburant en 2050. Pour les RCP, elle est d'environ 250 exajoules (EJ, 10<sup>18</sup> joules) pour le RCP 2.6, 190 EJ pour le RCP 4.5, 50 EJ pour le RCP 6 et 150 EJ pour le RCP 8.5 (Vuuren et al., 2011; Thomson et al., 2011; Masui et al., 2011; Riahi et al., 2011). Les surfaces consacrées à cette production ne sont données que pour le RCP 2.6 (500 Mha) et le RCP 4.5 (300 Mha), et nous ignorons quelle est la part de ces surfaces qui est incluse dans la catégorie des terres cultivées. Il est simplement précisé pour les RCP 2.6 et RCP 8.5 qu'il s'agit principalement de bois.

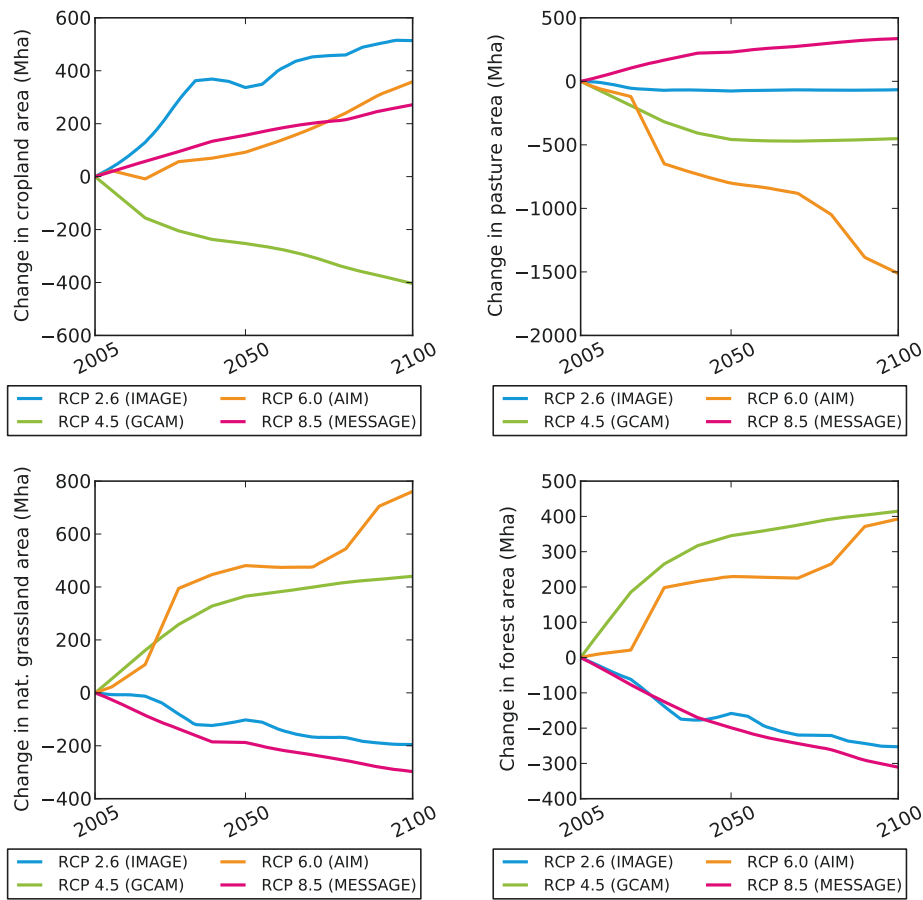


FIG. 1.1: Variations des surfaces de culture, pâture, prairie naturelle (grassland) et forêt pour chaque scénario RCP. Les forêts et les prairies naturelles étant confondues dans une seule catégorie dans la base de données de changement d'affectation des sols des scénarios RCP (Hurtt et al., 2011), la distinction entre ces deux type d'occupation des sols a été faite en utilisant une carte de couverture végétale du modèle ORCHIDEE (Krinner et al., 2005).

En 2000, le nombre d'humains par hectare cultivé était égal à 4 : 6,1 milliards d'humains pour 1,5 milliards d'hectares (UN, 2012; Ramankutty et al., 2008). En 1961, il était égal à 2,1 ou 2,2 : la population mondiale était de 3,023 milliards (UN, 2012) et la surface cultivée de 1,37 milliards d'hectares selon la FAO (2013) et 1,42 selon Ramankutty et Foley (1999).

Le tableau 1.1 présente le nombre d'humains par hectare cultivé à la dernière année de différentes prospectives : les scénarios SRES et RCP du GIEC et les prospectives agricoles présentées précédemment. Les scénarios RCP fournissant uniquement la variation de la surface cultivée, nous avons déduit l'évolution de ces surfaces en valeur absolue en considérant que la surface cultivée était de 1,5 milliards d'hectares à la première année de ces prospectives (2005). Le scénario marqueur SRES A2 qui est produit par le modèle ASF est absent du tableau 1.1 car les CAS ne sont pas représentés explicitement par ce modèle. Notons que l'horizon des prospectives agricoles est 2050 (sauf les estimations de Lambin et Meyfroidt

TAB. 1.1: Surface cultivée, population et nombre d'humains par hectare cultivé pour les scénarios RCP et scénarios marqueurs SRES du GIEC et les prospectives agricoles présentées précédemment pour 2030, 2050 ou 2100.

	Année	Population (milliards)	Surface cultivée (Gha)	Nombre d'humains par hectare cultivé
Tilman tendanciel	2050	9,2	2,3	4,0
RCP 2.6 (IMAGE)	2100	9,0	2,0	4,5
Agrimonde AG1	2050	8,8	1,9	4,7
Lambin est. haute	2030	8,3	1,8	4,7
SRES A1T (MESSAGE)	2100	7,1	1,4	5,0
SRES A1B (AIM)	2100	7,1	1,4	5,0
Lambin est. basse	2030	8,3	1,6	5,2
RCP 6 (AIM)	2100	9,8	1,9	5,3
Tilman eco. terres	2050	9,2	1,7	5,4
Agrimonde AGO	2050	8,8	1,6	5,4
FAO 2012	2050	9,2	1,7	5,5
SRES B2 (MESSAGE)	2100	10	1,8	5,8
RCP 8.5 (MESSAGE)	2100	12	1,8	6,8
SRES B1 (IMAGE)	2100	7,0	1,0	6,8
RCP 4.5 (GCAM)	2100	8,7	1,1	7,9
SRES A1FI (MiniCAM)	2100	7,1	0,7	11

(2011) qui sont pour 2030) alors que le terme des scénarios SRES et RCP est 2100.

Pour les prospectives agricoles (2050), notre indicateur varie entre 4 (Tilman tendanciel) et 5,5 (FAO 2012). Si une partie des scénarios du GIEC se situent dans cet intervalle, les scénarios RCP 8.5 (modèle MESSAGE) et SRES B1 (IMAGE) sortent du lot avec 6,8 en 2100. Les deux valeurs les plus élevées proviennent du modèle GCAM/MiniCAM avec 7,9 et 11 humains par hectare cultivé en 2100 pour le RCP 4.5 et le SRES A1FI. Dans un scénario SRES de la famille B1, le modèle MiniCAM monte même jusqu'à 14 (figure 1.3).

Il n'est pas clair dans quelle mesure ces valeurs sont liées à une forte augmentation du rendement agricole et à une diminution de la consommation alimentaire (notamment de produits animaux). Quoiqu'il en soit, ce constat pose la question de la prise en compte des contraintes biophysiques dans les modèles du GIEC. A moins qu'il y ait une baisse importante de la consommation de produits animaux, supposer que le nombre d'humains par hectare cultivé puisse augmenter de plus de 50 % en 2100 est optimiste.

Les simulations présentant un nombre d'humains par hectare cultivé très élevé ont des conséquences importantes en termes d'émissions de gaz à effet de serre car à régime alimentaire égal, tout gain de rendement agricole permet d'éviter une augmentation de surfaces cultivées au détriment du milieu naturel. Les modélisateurs sont conscients de cette faiblesse, selon le rapport du GIEC sur les scénarios SRES, les émissions résultant du changement d'affectation des sols n'ont pas été aussi bien étudiées par la communauté de modélisateurs que les émissions associées à l'utilisation d'énergie (IPCC, 2000, p. 85). De plus, à ces incertitudes sur le CAS se rajoute celle des émissions provoquées par les CAS. Les stocks de carbone du

sol et de la biomasse sont très variables selon les écosystèmes et les régions du monde et les données précises sont rares (IPCC, 2000, p. 142).

Ces modèles économiques ont pour faiblesse d'avoir tendance à prolonger les tendances passées, ce qui revient à supposer des augmentations importantes de rendements dans le futur. Sur la période 2000-2050, le coefficient annuel de progrès technique pour l'agriculture dans le modèle GCAM est compris entre 1 et 1,5 % pour les pays d'Amérique Latine, d'Afrique et d'Asie du sud-est. Aux États-Unis, il est de 0,6 % jusqu'en 2035 puis entre 0,3 et 0,4 % jusqu'en 2050. Entre 2050 et 2100 ce progrès technique agricole est fixé à 0,25 % (Y. Le Page, chercheur travaillant sur le modèle GCAM, communication personnelle, 2012). Notons qu'une croissance de 1 % par an sur 50 ans correspond à une augmentation de 65 % sur toute la période.

La comparaison des différents scénarios de production d'énergie à partir de biomasse montre la grande disparité des résultats tant en ce qui concerne le potentiel de production que les surfaces nécessaires. Notons que dans ces études, la production de carburants à partir de céréales, d'oléagineux ou de plantes sucrières en 2100, est faible voire nulle. Comme nous allons le voir dans le prochain chapitre, ces agrocarburants de première génération, ne permettent pas une réduction des émissions de GES substantielle (à part si ils sont produits dans les régions tropicales à partir d'huile de palme ou de canne à sucre sans provoquer de déforestation). Le catégorie biomasse-énergie utilisée par le GIEC, inclue toutes les technologies qui permettent de produire de l'électricité, des carburants liquides ou de la chaleur à partir de n'importe quel type de matière vivante. En pratique, les filières souvent considérées dans les modèles, permettent de produire de l'énergie à partir de produits lignocellulosiques comme le bois, la paille et les déchets. Cependant, la production de biomasse-énergie de deuxième génération en est encore à ses balbutiements, et il n'est pas sûr que ces technologies soient plus performantes que les agrocarburants de première génération. La disparité des scénarios du GIEC concernant la biomasse-énergie est en partie liée aux hypothèses qui sont faites sur les progrès de ces technologies.

Dans les scénarios marqueurs SRES, la production de biomasse-énergie en 2100 varie entre 70 et 380 EJ et les surfaces dédiées sont comprises entre 200 et 500 Mha (figures 1.6 et 1.7). En comparaison, les surfaces dédiées aux usages non-alimentaires dans le scénario Agrimonde AGO sont de 217 Mha en 2050. Même si la biomasse-énergie ne provient pas uniquement de plantations dédiées mais aussi de déchets, de résidus des cultures ou des forêts, le rapport entre la production de biomasse-énergie et les surfaces dédiées donne une idée du rendement moyen des plantations de biomasse-énergie et du potentiel d'utilisation des déchets et des résidus. Dans la famille de scénario A1B, il faut 500 Mha pour produire 475 EJ avec le modèle MESSAGE, alors qu'il faut 1,9 Gha (soit 130 % de la surface cultivée en 2000) pour produire 430 EJ avec le modèle MARIA. Enfin, la comparaison des scénarios SRES et RCP montrent que les estimations du potentiel de la biomasse-énergie ont baissé depuis le dernier rapport du GIEC. Si 375 EJ d'énergie étaient produits en 2100 à partir de biomasse dans le scénario marqueur SRES A1B, le scénario RCP ayant la plus grande contribution de biomasse-énergie est le RCP 2.6 avec seulement 250 EJ.

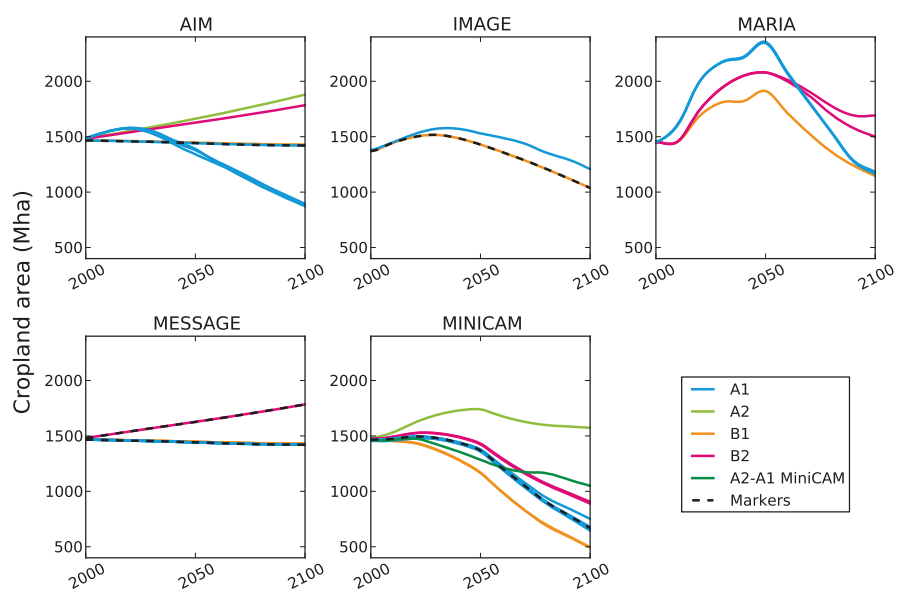


FIG. 1.2: Évolution des surfaces cultivées dans les scénarios SRES. Les courbes marquées d'un pointillé noir, correspondent aux scénarios marqueurs.

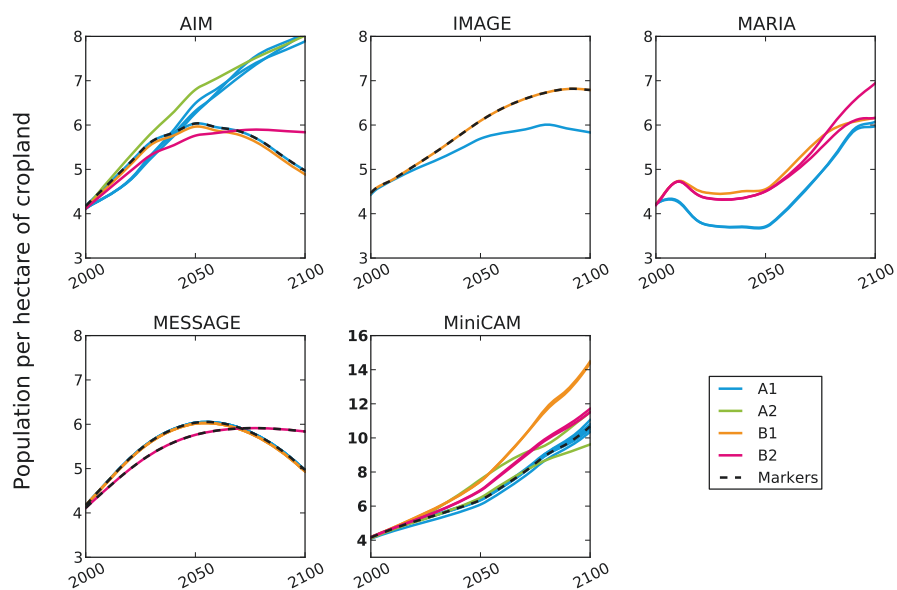


FIG. 1.3: Évolution de la population par hectare cultivé dans les scénarios SRES.

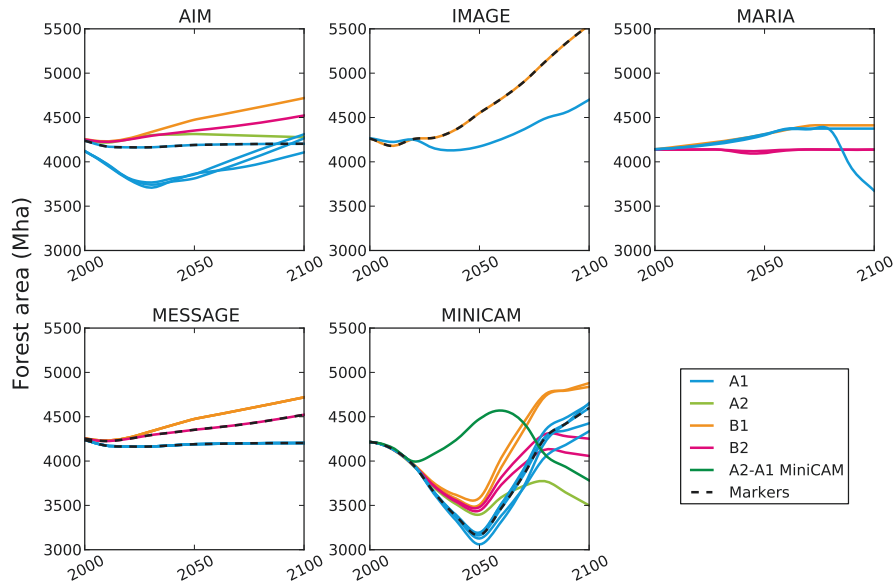


FIG. 1.4: Évolution des surfaces de forêt dans les scénarios SRES.

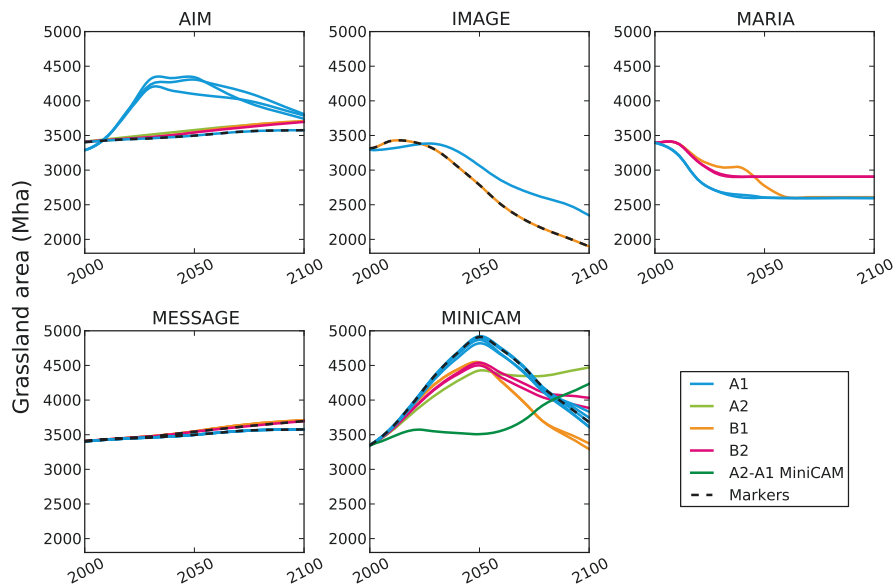


FIG. 1.5: Évolution des surfaces de prairies dans les scénarios SRES.

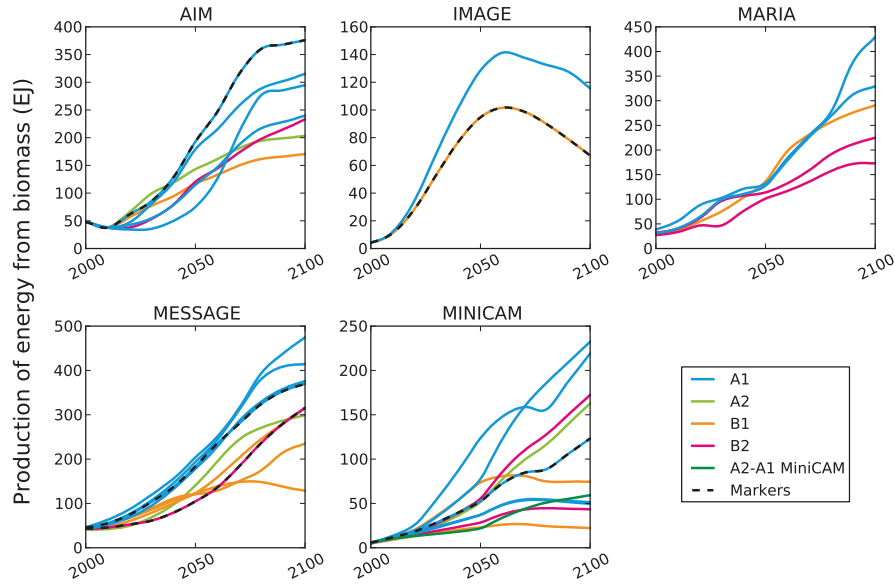


FIG. 1.6: Évolution de la production d'énergie à partir de biomasse dans les scénarios SRES.

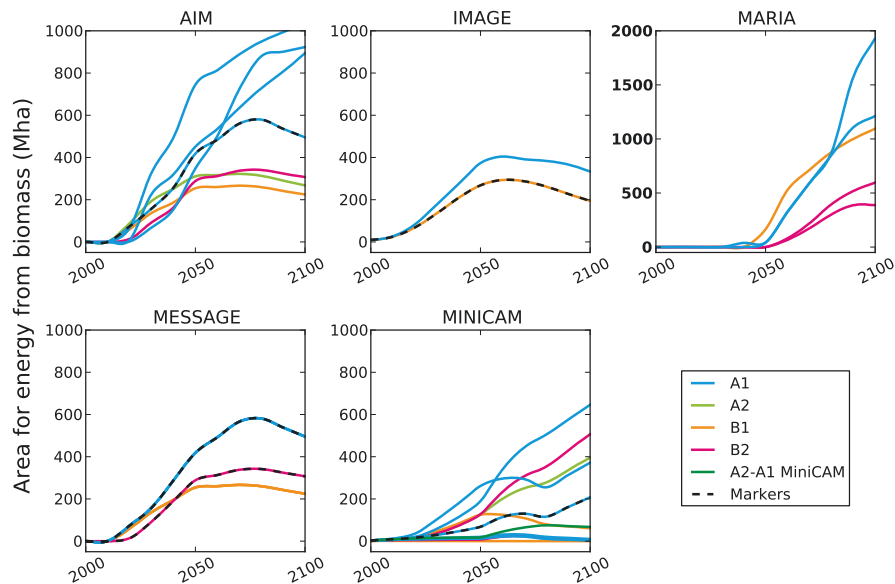


FIG. 1.7: Évolution des surfaces dédiées à la production de biomasse-énergie dans les scénarios SRES.

## 1.4 Les agrocarburants

### 1.4.1 Introduction

En 2003, en considérant que le secteur des transports représente plus de 30 % de la consommation finale d'énergie dans l'Union Européenne (33 % en 2011, EUROSTAT, 2013), que "la promotion de la production et de l'utilisation des biocarburants pourrait contribuer à une réduction de la dépendance à l'égard des importations d'énergie ainsi qu'à une diminution des émissions des gaz à effet de serre", et que "le mélange de biocarburants avec des carburants d'origine fossile pourrait favoriser une réduction potentielle des coûts du système de distribution dans la Communauté", le parlement européen et le conseil adoptent une directive "visant à promouvoir l'utilisation de biocarburants ou autres carburants renouvelables dans les transports" fixant le taux minimal d'incorporation d'agrocarburants aux carburants consommés par le secteur des transports à 2 % fin 2005 et 5,75 % fin 2010 (UE, 2003). En 2007, la Commission européenne propose d'augmenter ce taux minimal à 10 % en 2020.

Cependant, en Europe et aux États-Unis, de nombreuses critiques se sont élevées contre les politiques de soutien aux agrocarburants (voir encadré p. 55). Selon ses détracteurs, le développement des agrocarburants serait nuisible tant d'un point de vue environnemental que social. En réaction, le paquet énergie-climat adopté en 2009 ne stipule plus un taux minimal d'incorporation d'agrocarburants, mais fixe la part minimale d'énergie renouvelable dans le secteur des transports à 10 % en 2020 (UE, 2009). Enfin, en octobre 2012, suite à la mise en évidence des émissions provoquées par les changements indirects d'usage des sols (voir section 1.4.3.4), la commission européenne a proposé "de restreindre jusqu'en 2020 au niveau actuel de consommation, c'est-à-dire 5 %, le volume de biocarburants et de bioliquides produits à partir de cultures alimentaires pouvant être comptabilisé dans les 10 % d'énergies renouvelables que vise l'UE à l'horizon 2020 pour le secteur des transports" (Commission européenne, 2012; Lewis, 2012; Partners, 2012).

Il devient de plus en plus évident que la production d'agrocarburants à partir de cultures alimentaires (première génération), ne permet pas d'améliorer le bilan effet de serre de l'Europe et des États-Unis. D'ailleurs, dans la plupart des scénarios du GIEC, les filières de production d'agrocarburants existantes déclinent rapidement pour laisser place aux agrocarburants de deuxième génération et à d'autres filières de production d'énergie à partir de biomasse non-alimentaires (plantations d'arbres, résidus agricoles ou déchets). Cependant, le réalisme de ces scénarios pose question, notamment concernant les hypothèses qui sont faites sur les progrès technologiques et la disponibilité des terres.

Le modèle Nexus Land-Use est un outil qui pourrait permettre d'étudier plus finement les conséquences de politiques favorisant le développement de la biomasse-énergie sur le système agricole mondial. La représentation des différentes filières de production d'énergie à partir de biomasse fait partie de la prochaine étape de développement du modèle. Dans le but de guider la construction du module biomasse-énergie, nous avons regroupé ici un certain nombre de points qui nous paraissent importants. Nous nous sommes principalement concentrés sur les filières de productions existantes, car il est difficile de prévoir les progrès techniques à venir. De plus, une bonne compréhension des tenants et aboutissants des agrocarburants de première génération est utile pour analyser les autres formes de biomasse-énergie. Nous ne nous sommes pas restreints aux liens entre occupation des sols et agrocarburants, nous avons préféré présenter cette problématique dans son ensemble, afin d'esquisser une analyse globale du sujet.

Cependant, cette section ne traite que des questions spécifiques aux agrocarburants. Pour



déterminer si les agrocarburants sont avantageux ou nuisibles, il faudrait tenir compte de toutes les pollutions générées par la filière (notamment provoquées par l'utilisation d'engrais et de pesticides, Pimentel et Patzek, 2005, 2008), de la disponibilité des ressources fossiles et minérales consommées (notamment énergie fossile et phosphore), de l'érosion des terres cultivées et des questions sociales (impact sur les prix des denrées alimentaires, expropriations, conditions de travail, etc.). Nous n'avons pas traité ces questions car elles ne sont pas exclusivement posées par la filière agrocarburant.

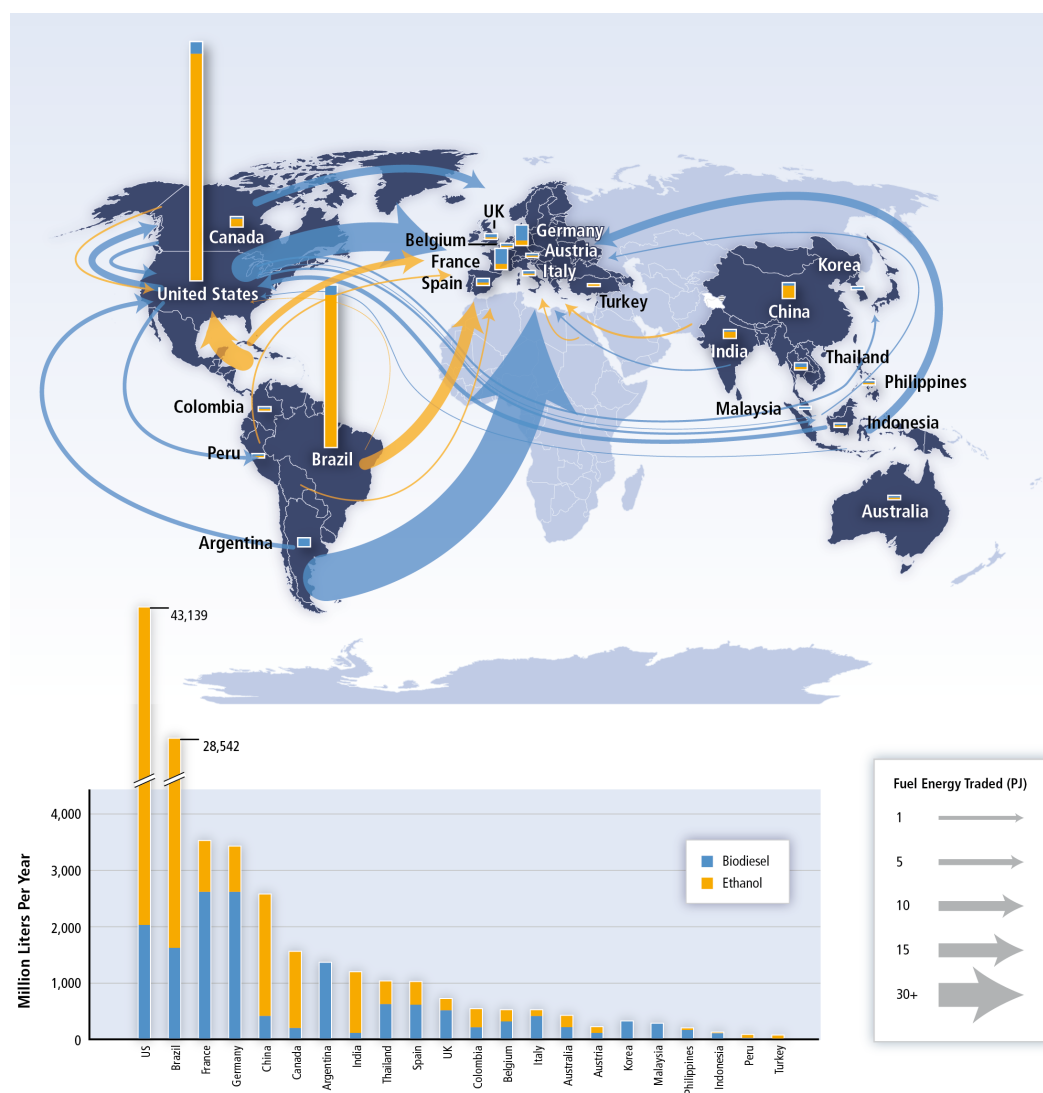


FIG. 1.8: Production d'agrocarburant dans le monde et principaux échanges internationaux en 2009 (Chum et al., 2011, p. 252).

## 1.4.2 La production d'agrocarburants dans le monde

La production de carburants d'origine agricole, a connu une augmentation fulgurante ces dernières années. Elle est passée de 0,4 EJ en 2000 à 2,5 EJ en 2010, ce qui représente environ 2,7 % du carburant d'origine pétrolière consommé par le secteur des transports dans le monde ou encore 0,7 % de la consommation mondiale d'énergie finale (BP, 2012; IEA, 2012).

En 2010, les principaux producteurs étaient : les États-Unis avec 45 % de la production mondiale d'énergie sous forme d'agrocarburants, le Brésil (27 %), l'Allemagne (5 %), la France (3 %) et l'Argentine (3 %) (BP, 2012). Les filières dominantes sont l'éthanol qui est produit principalement aux États-Unis à partir du maïs, suivi de l'éthanol de canne à sucre brésilien. L'agrodiesel, issu d'huiles végétales, est principalement produit en Europe à partir de colza domestique et d'huile végétale importée, et en Amérique à partir de soja (fig. 1.8).

Les quantités de produits agricoles utilisées par la filière agrocarburant sont assez conséquentes puisque, selon les derniers chiffres disponibles, plus de 15 % de la production mondiale de maïs est convertie en éthanol aux États-Unis, 54 % de la canne à sucre produite au Brésil est utilisée pour la production d'éthanol ce qui représente en équivalent-sucre 23 % de la production mondiale (Alexandratos et Bruinsma, 2012, p. 61). En 2009, 29 % de la production mondiale d'huile de colza, 11 % de l'huile de soja et 4 % de l'huile de palme ont été transformés en agrodiesel (Bureau et Valin, 2013). En France, une quantité d'huile représentant 75 % de la production a été transformée en agrodiesel en 2009-2010 (SSP, 2013).

## 1.4.3 La controverse sur les ACV

### 1.4.3.1 Introduction

Ces dernières années, de nombreuses études ont porté sur l'efficacité énergétique et le bilan en gaz à effet de serre (GES) des différentes filières de production d'agrocarburants par la méthode de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Selon certaines de ces études, développer la production de carburants d'origine agricole permettrait d'atténuer le changement climatique et offrirait une alternative au pétrole alors que d'autres études concluent que ces carburants émettent plus de GES que les combustibles fossiles qu'ils remplacent, et qu'ils ne constituent pas une source d'énergie intéressante. Pour avoir un aperçu de cette controverse, voir Dorin et Gitz (2008) et les réponses aux articles de Farrell et al. (2006) et Tilman et al. (2009).

Pour rechercher les causes de la disparité des ACV sur les agrocarburants, Disdier et al. ont fait une méta-analyse dans laquelle ils ont étudié l'influence du champ de recherche (environnement, agriculture ou énergie) et des affiliations ou du financement des auteurs (privé, administration publique ou université) sur le bilan énergétique de plusieurs agrocarburants. Les résultats sont édifiants, les études faites par des auteurs affiliés à une administration publique ou au secteur privé et travaillant dans l'énergie ou l'agriculture sont beaucoup plus favorables aux agrocarburants que les universitaires travaillant dans l'environnement (Disdier et al., 2010). En comparant les valeurs de plusieurs paramètres clefs du calcul du bilan énergétique dans chacun de ces études, il est apparu que certains auteurs utilisent systématiquement les valeurs des paramètres qui favorisent le bilan énergétique des agrocarburants alors que d'autres utilisent systématiquement des valeurs défavorables à ce bilan (Bureau et al., 2010). Pourquoi les auteurs tendraient-ils à se tromper "dans le même sens" pour des paramètres aussi différents que la quantité d'énergie fossile nécessaire pour synthétiser des engrais azotés, l'énergie associée aux travailleurs agricoles, le crédit attribué aux coproduits et le rendement de la conversion du maïs en éthanol ?

Dans ce contexte, les résultats des méta-analyses qui ont été faites sur le sujet des agrocarburants sont à considérer avec précaution, car ils sont largement affectés par le rapport de force entre défenseurs et opposants à la filière agrocarburant. Ce rapport de force a aussi influencé les études confiées par l'État français à l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME). Selon Patrick Sadones, qui a participé aux comités techniques des études de 2008 et 2010 en tant que représentant des ONG, certains producteurs d'agrocarburants ont tenté de cacher les consommations énergétiques de leurs usines, ou "d'oublier" certains intrants afin d'améliorer le rendement énergétique et les réductions d'émissions de GES obtenues. C'est en comparant des arrêtés préfectoraux aux données fournies par les industriels à l'ADEME que P. Sadones a pu prouver qu'elles étaient falsifiées (Sadones, 2012a, 2010b). Les résultats du travail de doctorat d'Anthony Benoist vont dans ce sens (Benoist, 2009). En calculant la consommation énergétique théorique du procédé de production d'éthanol à partir de betterave en France, A. Benoist a montré qu'elle avait été sous-estimée dans ADEME et al. (2002). Aujourd'hui, le débat n'est toujours pas véritablement tranché sur la façon de prendre en compte tant les coproduits dans les ACV des agrocarburants, que l'impact du changement d'affectation des sols dans leur bilan en GES.

#### 1.4.3.2 Les coproduits

La production d'agrocarburants génère des coproduits qui sont valorisés en alimentation animale (tourteau d'oléagineux, drêche de céréale, vinasse, etc.) ou ailleurs (glycérine, électricité, etc.). Pour faire l'ACV d'un agrocarburant, l'énergie utilisée par la filière ainsi que les émissions de GES doivent être réparties entre les différentes productions. Différentes méthodes peuvent être utilisées (ADEME et BIOIS, 2008).

Avec les méthodes d'allocation par proratas, l'énergie consommée et les émissions sont réparties entre les différents produits/coproduits générés à chaque étape de production grâce à une clef de répartition. Dans le cas des agrocarburants, les clefs de répartition envisageables sont : la masse, le contenu énergétique ou, la valeur commerciale. Pour faire les ACV de différentes filières de production d'agrocarburants, ADEME et BIOIS (2010) ont utilisé l'allocation au prorata énergétique. Pour les étapes allant de la culture à saccharification, l'énergie consommée et les émissions sont réparties au prorata énergétique du sucre utile et de la matière sèche des drêches. Pour l'étape de fermentation, au prorata énergétique de l'éthanol et de la matière sèche des drêches. Enfin, les dépenses énergétiques de la distillation, la rectification et la distribution sont imputées en totalité à l'éthanol et le séchage des drêches est imputé en totalité à ces dernières (ADEME et BIOIS, 2010, p. 106).

La méthode d'allocation par substitution consiste à estimer l'énergie économisée et les émissions évitées grâce à l'utilisation des coproduits en remplacement d'un produit qu'il n'est plus nécessaire de fabriquer. On peut décider de soustraire la quantité d'énergie économisée aux dépenses totales ou l'ajouter à l'énergie produite par la filière. Pour illustrer cette méthode, prenons l'exemple de la production d'éthanol aux États-Unis qui s'accompagne de la production de drêches de maïs utilisées en alimentation animale. L'équivalent en termes nutritif de ces drêches est un mélange de maïs, de soja entier et de tourteaux de soja. Selon Chavanne et Frangi, la quantité d'énergie économisée grâce aux coproduits représente 10,5 J pour 100 J d'éthanol (Chavanne et Frangi, 2011a). Notons que gain des drêches a diminué au fur et à mesure que les industriels ont cherché à convertir le plus d'amidon en alcool au détriment des drêches (Xavier Chavanne, communication personnelle, 2012). En 2005 ce gain était de  $12 \text{ J} \pm 2,4$  (Chavanne et Frangi, 2008) et Graboski (2002) donne un chiffre de 19 J pour l'année 2000.

Le choix de la méthode a un impact considérable sur l'ACV (ADEME et BIOIS, 2008;

Wang et al., 2011; Sadones, 2012a). Des 74 grammes équivalent CO<sub>2</sub> par mégajoule d'éthanol (gCO<sub>2</sub>eq MJ<sup>-1</sup>) émis par la filière française d'éthanol de blé, 63 % sont imputés à l'éthanol par la méthode de l'allocation énergétique et 91 % avec la méthode de substitution. Ainsi, les émissions de GES par rapport à l'essence (90 gCO<sub>2</sub>eq MJ<sup>-1</sup>) sont 49 % plus faibles avec l'allocation énergétique et seulement 25 % plus faibles avec la substitution (ADEME et BIOIS, 2010, p. 199 et p. 89 de l'annexe). Dans le cas de l'ester méthylique d'huile végétale de colza (EMVH), la réduction des émissions de GES est de 60 % avec l'allocation au prorata énergétique, et seulement de 35 % avec la substitution (ADEME et BIOIS, 2010).

Cette dernière méthode, recommandée par la norme ISO 14044 (ADEME et BIOIS, 2008; Wang et al., 2011), est la plus adaptée pour la filière agrocarburant car elle "va bien mesurer l'effet réel de l'insertion d'une filière énergétique dans le tissu économique sur la consommation d'énergie fossile" (Sourie et al., 2005). En effet, malgré une plus grande complexité, cette méthode permet de calculer la différence des émissions de GES d'un monde "avec agrocarburants" et d'un monde hypothétique "sans agrocarburants" dans lequel les besoins satisfaits par les coproduits auraient dû l'être autrement. Il est justifié de répartir au prorata énergétique les coûts d'une raffinerie entre les différents produits (Chavanne et Frangi, 2011b, p. 4079) mais utiliser l'allocation énergétique pour séparer des aliments pour animaux et de l'éthanol n'a pas de sens car les aliments pour animaux ne sont pas utilisés comme ressource énergétique. "Le gain énergétique qu'apportent les coproduits ne peut qu'être indirect. Il représente l'économie d'énergie réalisée en utilisant les coproduits à la place d'autres aliments qui auraient nécessité de l'énergie pour leur production." (Chavanne et Frangi, 2008, p. 279-280).

Cependant, utiliser l'allocation par substitution présente une certaine complexité quand le produit substitué est lui-même un coproduit d'une filière (ADEME et BIOIS, 2008). Les tourteaux coproduits de l'agrodiesel de colza se substituent aux tourteaux de soja eux-mêmes coproduits avec l'huile de soja. Cette complexité méthodologique peut justifier l'utilisation de la méthode d'allocation au prorata énergétique pour répartir l'énergie consommée et les émissions entre l'agrodiesel et les tourteaux pour les étapes allant de la culture à l'extraction d'huile.

Il est légitime d'utiliser des méthodes d'allocation différentes pour faire l'ACV de l'éthanol et de l'agrodiesel car il existe une différence fondamentale entre les coproduits de ces deux filières. La mise en marché des drêches de maïs et de blé nécessite une dépense énergétique sans commune mesure avec celle, très faible, que requiert la commercialisation des tourteaux de graines oléagineuses. Dans le cas des tourteaux, après extraction de l'huile utilisée pour la production d'agrodiesel, le résidu n'a qu'à être mis sous forme de granulés (pelletisation). Dans le cas des drêches, les vinasses<sup>2</sup> issues de la distillation de l'éthanol ne contiennent que 10 % de matière sèche, pour pouvoir les transporter et les stocker, elles doivent être déshydratées et transformées en un granulé à 90 % de matière sèche. Cette déshydratation, qui demande une quantité d'énergie considérable, est inhérente au procédé de fabrication de l'éthanol. Or, avec l'allocation au prorata énergétique, la totalité de l'énergie consommée et des émissions de GES de cette étape est imputée aux drêches.

On peut s'étonner que, pour les filières éthanol, l'allocation au prorata massique ait été retenue dans l'étude ADEME et al. (2002) et que l'allocation énergétique soit recommandé par l'Union Européenne (UE, 2009) et utilisée dans ADEME et BIOIS (2010).

---

<sup>2</sup>Pour produire de l'éthanol, du vin est produit par fermentation de sucres en solution aqueuse (dans le cas des plantes amylacées comme le blé ou le maïs, les sucres sont obtenus par saccharification de l'amidon). L'éthanol étant un inhibiteur de l'activité des levures responsables de cette fermentation, la concentration en alcool dans le vin en sortie des fermenteurs dépasse rarement 12 %. Ce vin est ensuite distillé pour en extraire l'éthanol. Le résidu de cette distillation est appelé vinasse (Benoist, 2009).

Par ailleurs, il ne faut pas attribuer des crédits aux coproduits lorsque que le marché sur lequel ils sont vendus est saturé. Or, il semble que ce soit le cas pour la glycérine, coproduit de l'ester méthylique d'huile végétale de colza, dont le prix de vente est passé de 900 \$ la tonne avant 1992 à 20 € t<sup>-1</sup> ponctuellement en 2006 (Sadones, 2010b, p. 7). Depuis, le cours de la glycérine s'est un peu redressé, autour de 300 € t<sup>-1</sup>, mais au prix de dégagements de grandes quantités de glycérine en méthanisation, à 200 € t<sup>-1</sup>.<sup>3</sup>

#### 1.4.3.3 Les émissions de protoxyde d'azote

Lorsque l'on tente d'estimer le bilan effet de serre des agrocarburants, une autre difficulté surgit lorsque l'on cherche à estimer la quantité d'engrais épandue pour produire la plante matière première et la quantité de protoxyde d'azote émise. Le protoxyde d'azote ou N<sub>2</sub>O, est un gaz à effet de serre qui a un pouvoir réchauffant 298 fois plus grand que le CO<sub>2</sub>. Il est principalement émis suite à l'utilisation d'engrais de synthèse et à l'épandage de fumier. Le rapport entre la quantité d'engrais épandue et les émissions de N<sub>2</sub>O provoquées (facteur d'émission) étant très incertain, les émissions de N<sub>2</sub>O ont expliqué une part importante des différences entre ACV (Menichetti et Otto, 2009). La controverse a éclaté en 2008 à la publication d'un article qui, en comparant les quantités d'engrais azotés consommées et les concentrations de N<sub>2</sub>O en 1860 et en 1995, a estimé qu'en moyenne, 3 à 5 % de l'azote épandu sous forme d'engrais de synthèse serait émis sous forme de N<sub>2</sub>O dans l'atmosphère (Crutzen et al., 2008). Or, la méthode de calcul proposée par le GIEC revient à un facteur d'émission d'environ 1,25 % (entre 0,25 et 2,25 % selon le type d'engrais et l'environnement, IPCC, 2000, p. 145). Cette controverse semble avoir été résolue par Davidson (2009) qui, en réutilisant la méthode de Crutzen et al., a montré que seulement 2,5 % de l'azote épandu sous forme d'engrais de synthèse serait émis sous forme de N<sub>2</sub>O dans l'atmosphère (entre 1,7 % et 2,7 %). L'erreur de Crutzen et al. était d'avoir sous-estimé la contribution des excréments des animaux d'élevage, dont le facteur d'émission moyen serait de 2 %. Cependant, si ce facteur d'émission moyen est mieux connu, il subsiste une grande incertitude sur les estimations d'émissions de N<sub>2</sub>O au champ car elles dépendent d'un grand nombre de facteurs (humidité, etc.).

#### 1.4.3.4 Les changements d'affectation des sols directs et indirects

Plus encore que la méthode utilisée pour calculer les émissions de GES à attribuer aux coproduits ou le facteur d'émission de N<sub>2</sub>O choisi, le facteur d'incertitude qui influence le plus le bilan en GES des agrocarburants est le changement d'affectation des sols. Ce changement d'affectation des sols est tantôt direct, quand la forêt, la savane ou la prairie naturelle est rasée pour laisser place aux plantations d'agrocarburants (CAS), tantôt indirect, lorsque l'activité agricole (culture ou élevage) que remplace la culture énergétique est déplacée et provoque ailleurs la conversion de milieux naturels (CASI).

Sur ce point, l'augmentation de la production d'agrodiesel à partir d'huile de palme est

---

<sup>3</sup>Dans ce cas, la glycérine est considérée comme un coproduit, alors qu'elle est plutôt un déchet que l'on valorise par méthanisation. Inversement, en France les graisses animales sont considérées comme des déchets alors qu'elles sont utilisées comme combustible dans les chaudières des centres d'équarrissage ou comme matière première par l'industrie de la lipochimie. Considérant que le coût d'obtention des déchets est nul, les agrocarburants produits à partir de ces graisses animales présentent d'excellents bilans énergétiques et effet de serre selon ADEME et BIOIS (2010). Or, estérifier ces graisses pour les incorporer au diesel oblige les centres d'équarrissages à utiliser un autre combustible et impose à l'industrie de la lipochimie de s'approvisionner sur le marché des matières grasses végétales (notamment celui de l'huile de palme) (Sadones, 2010a, 2012a, 2013).

particulièrement préoccupante. Les palmiers à huile sont cultivés principalement en Malaisie et en Indonésie (85 % de la production en 2012, FAO, 2013), où subsistent des surfaces importantes de forêts tropicales et de tourbières dont la destruction provoque des émissions de CO<sub>2</sub> sans commune mesure avec les réductions d'émissions permises par les agrocarburants (Fargione et al., 2008; Gibbs et al., 2008). Dans l'Union Européenne, la consommation d'huile de palme est passée de 4,5 Mt en 2006 à 6,4 Mt en 2012, 80 % de cette augmentation est liée à la production d'agrodiesel d'huile de palme qui est passée de 0,4 Mt en 2006 à 1,9 Mt en 2012 (soit 20 % de l'agrodiesel produit en Europe). De plus, des quantités importantes d'agrodiesel d'huile de palme sont importées (environ 1,4 Mt en 2010, Gerasimchuk et Koh, 2013, David Laborde, communication personnelle, 2013).

Il est impossible d'estimer l'étendue du CAS à imputer au développement des agrocarburants à partir de statistiques. Par exemple, comme le fait remarquer Patrick Sadones, entre le recensement général de l'agriculture de 2000 et celui de 2010, en Haute Normandie les surfaces en prairies ont diminué de 30 000 ha, alors que les surfaces en colza ont augmenté d'autant (Sadones, 2012a, p. 8). Pour calculer les surfaces de prairies retournées à imputer au développement de l'agrodiesel, il faut estimer quelle aurait été la surface de prairie sans le développement de l'agrodiesel grâce à un modèle. En comparant l'extension des terres cultivées d'une simulation "avec agrocarburants" à une autre "sans agrocarburants", il est possible de mettre en évidence des effets indirects comme l'ont fait Searchinger et al. en 2008. Selon cette étude, l'augmentation de la production d'éthanol aux États-Unis s'accompagne d'une augmentation des surfaces dédiées au maïs au détriment du soja, ce qui, en contribuant à la hausse du prix international du soja, incite les cultivateurs de soja brésiliens à étendre leurs exploitations au détriment de la forêt amazonienne.

Le calcul du changement d'affectation des sols indirect (CASI) est sensible à une grande variété de mécanismes économiques, agronomiques et biophysiques :

- Les rendements agricoles et la quantité d'agrocarburants produite par unité de matière première, plus ces paramètres sont élevés moins le CASI sera important.
- La réaction au prix (élasticité prix) des rendements agricoles, plus les rendements réagissent aux prix (élasticité forte), plus le CASI sera faible.
- Les rendements sur les terres nouvellement converties qui peuvent être plus faibles à cause d'une moins bonne fertilité des sols ou d'une absence d'accès à certains services comme l'irrigation par exemple.
- L'élasticité de la demande agricole : si les prix augmentent de combien baissera la consommation ?
- Le degré de substitution entre les huiles végétales : si l'huile de colza devient plus onéreuse, de combien la demande d'huile de palme augmentera ?

La liste des paramètres économiques est très longue et il faut y rajouter une incertitude majeure concernant le stock de carbone moyen des terres converties (Laborde, 2011, p. 24).

La meilleure façon de quantifier l'impact sur le climat de ce phénomène est de calculer la "dette carbone" associée. Si les émissions de GES données par l'ACV d'un agrocarburant (en excluant le CAS) sont moindres que celles du carburant fossile qu'il remplace, la substitution de l'agrocarburant au carburant fossile induit un gain de GES proportionnel à la quantité d'agrocarburant consommée. Cependant, ce gain est contrebalancé par les émissions de CO<sub>2</sub> des écosystèmes provoquées par le CAS résultant de l'augmentation de production agricole qui a été nécessaire. La dette carbone est égale au temps qu'il faut pour que les émissions évitées par la substitution d'un agrocarburant à de l'énergie fossile compensent les émissions associées au CAS direct ou indirect. Le "remboursement" de cette dette carbone peut prendre plusieurs centaines d'années si les terres défrichées étaient riches en carbone, comme les tourbières d'Indonésie par exemple (Fargione et al., 2008; Gibbs et al., 2008).

Une autre façon de quantifier les émissions de GES du CASI est de calculer un facteur d'émission en grammes équivalent  $\text{CO}_2$  par mégajoule d'éthanol afin de pouvoir l'intégrer dans une ACV. Il suffit de diviser les émissions de CAS par la quantité d'agrocarburants produite sur une période de temps. Pour estimer l'incertitude de ce "facteur CASI" Plevin et al. (2010) ont utilisé un modèle simplifié basé sur des moyennes. Le facteur CASI est calculé en utilisant un "coefficient de déplacement net" défini comme le rapport entre la surface mise en culture où que ce soit dans le monde à cause de la ponction de produits agricoles par la filière agrocarburant et la surface effectivement utilisée pour produire ces agrocarburants. Ce coefficient de déplacement net est multiplié par la moyenne des émissions résultant de la mise en culture de ces terres, divisé par le produit d'une période de temps par le rendement brut de l'agrocarburant par hectare et par an. Selon Plevin et al., le facteur CASI de l'éthanol de maïs aux États-Unis est compris entre 10 et  $340 \text{ gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$  et plus probablement entre 21 et  $142 \text{ gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$  soit entre 20 % et 150 % des émissions de l'essence aux États-Unis ( $94 \text{ gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$  selon Farrell et al., 2006). Cependant, la valeur de cet indicateur dépend en grande partie de la période de temps choisie – Searchinger et al. (2008) a considéré 30 ans et Plevin et al. (2010) l'a faite varier entre 15 et 45 ans.

Selon une méta-analyse des études sur les changements d'affectation des sols directs et indirects engendrés par la production d'agrocarburants, les estimations varient entre  $-300$  et  $+2000 \text{ gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$  (De Cara et al., 2012). Même si une partie de cette disparité doit être attribuée au scénario choisi (plante, région du monde, etc.), une autre est liée aux choix de modélisation. Par conséquent, il n'est pas possible d'estimer précisément les changements d'affectation des sols indirects induits par des politiques de soutien aux agrocarburants. Même rétrospectivement, il est certain que les différents modèles économiques capables de parvenir à cette estimation ne donneraient pas le même résultat (pour une discussion sur les modèles voir Brunelle, 2012, chapitre 1).

Une étude récente a estimé les changements d'affectation des sols directs et indirects provoqués par les politiques européennes en faveur des agrocarburants entre 2008 et 2020 (Laborde et Valin, 2012). Dans le scénario considéré, le secteur des transports augmente progressivement sa consommation d'énergies renouvelables pour atteindre 10 % en 2020<sup>4</sup>. Les agrocarburants produits à partir de cultures dédiées représentent 8,6 % de l'énergie consommée par les transports, les 1,4 % restants étant produits avec de l'huile usagée, de la graisse animale et d'autres ressources censées ne pas avoir d'impact sur l'usage des sols (Laborde, 2011, p. 37). En utilisant une version du modèle d'équilibre général MIRAGE spécialement améliorée pour mieux représenter les changements d'affectation des sols et les filières de production d'agrocarburants (MIRAGE-BioF), les auteurs de cette étude ont estimé un facteur CASI de  $38 \text{ gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$  (entre 10 et  $115 \text{ gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$ ), soit 40 % des émissions des carburants fossiles en Europe ( $84 \text{ gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$ ).

#### 1.4.3.5 L'efficacité énergétique

Comme nous l'avons vu dans la section 1.4.3.1, les résultats des analyses de cycle de vie sont très variables. Sur cette question, la controverse concernant la rentabilité énergétique de la production d'éthanol aux États-Unis est emblématique. Elle a opposé des fonctionnaires des ministères de l'agriculture et de l'énergie à des chercheurs des universités de Berkeley

<sup>4</sup>Notons que comme nous l'avons expliqué en introduction, à la suite des nombreuses études mettant en cause les bénéfices en termes de réduction de GES des agrocarburants (notamment à cause du CASI), en octobre 2012, la commission européenne a fait une proposition d'amendement aux directives énergies renouvelables pour plafonner à 5 % la part d'agrocarburants produits à partir de denrées alimentaires dans l'énergie consommée par le secteur des transports (Commission européenne, 2012; Lewis, 2012; Partners, 2012).

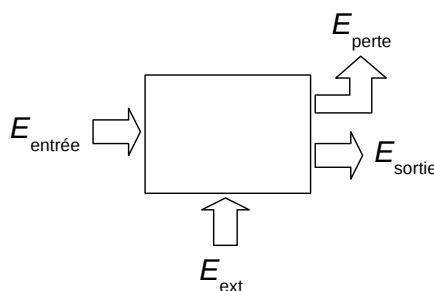


FIG. 1.9: Schéma énergétique d'une filière d'extraction de transformation d'une ressource naturelle, avec les entrées et sorties des différents flux (Chavanne et Frangi, 2007).  $E_{\text{entrée}}$  représente le flux d'énergie primaire extrait par la filière (dans le cas des agrocarburants : énergie contenue dans la plante),  $E_{\text{sortie}}$  est le flux énergétique sortant contenu dans le vecteur énergétique produit par la filière (carburant, électricité, chaleur). Le bloc inclut d'autres filières de production qui ont utilisé de l'énergie pour fournir des produits à la filière étudiée. Elles ont un flux d'entrée en énergie primaire  $E_{\text{ext}}$  (pétrole, gaz, charbon). Le long des différentes filières, des énergies propres et externes sont dissipées sous une forme non utilisable,  $E_{\text{perte}}$  (chaleur à température ambiante, contenu énergétique des déchets, etc.). Le taux de dépense énergétique est égal à  $\frac{E_{\text{ext}}}{E_{\text{sortie}}}$ , le rendement énergétique à  $\frac{E_{\text{sortie}} - E_{\text{ext}}}{E_{\text{sortie}}}$  et le retour sur investissement énergétique à  $\frac{E_{\text{sortie}}}{E_{\text{ext}}}$ .

et Cornell. Pour les uns, produire 100 Joules d'éthanol requiert 75 J d'énergie fossile (Shapouri et al., 2003), alors que pour les autres, il en faut 129 (Pimentel et Patzek, 2005). En 2006, a été publié un rapport préparé pour le magazine Science pour mettre un terme à cette polémique (Farrell et al., 2006). Les auteurs de ce rapport ont comparé 6 ACV sur la production d'éthanol de maïs aux États-Unis, puis ils ont présenté en détail les consommations d'énergie fossile impliquées dans la production d'essence de pétrole et d'éthanol de maïs. Les principaux résultats sont les suivants : pour produire 100 J d'éthanol il faut 97,7 J d'énergie fossile. Si l'on retranche les 19 J d'énergie fossile économisés grâce aux coproduits (méthode de substitution), la dépense en énergie fossile tombe à 78,2 J répartie comme suit : 41 J de charbon, 28 J de gaz naturel, 4 J de pétrole et 4 J de nucléaire et renouvelables. Par comparaison, la production de 100 J d'essence aux États-Unis requiert 110 J de pétrole brut, 5 J de charbon, 3 J de gaz naturel et 1 J de nucléaire et renouvelables. Ainsi, par rapport à l'essence, utiliser de l'éthanol de maïs permet de réduire les émissions de GES de 13 % et la consommation de pétrole de 95 % (mais augmente la consommation de gaz naturel et de charbon).

Ce rapport, qui avait pour objectif de présenter une analyse environnementale et énergétique claire de la production d'éthanol de maïs aux États-Unis, a été vivement critiqué par de nombreux chercheurs (voir les réactions de Cleveland et al., Hagens et al., R. Kaumann et T. Patzek à l'article Farrell et al., 2006, p. 1746-1747). Ces derniers reprochent notamment à Farrell et al. de confondre l'énergie primaire avec l'énergie utilisée pour extraire et transformer cette dernière : les auteurs de cet article ont additionné le pétrole brut en entrée de raffinerie et l'énergie consommée par la raffinerie. En se focalisant sur l'énergie fossile consommée, leur rapport et le schéma qui l'accompagne ne permettent pas de comparer l'efficacité énergétique de l'essence de pétrole à l'éthanol de maïs. Il semble que la meilleure étude qui ait été faite sur le bilan énergétique de l'éthanol de maïs aux États-Unis soit celle



de Chavanne et Frangi (2008). Ils retrouvent à peu près le même chiffre que Farrell et al. (2006) soit 97 J d'énergie fossile consommée pour produire 100 J d'éthanol et les coproduits associées. Par contre, le gain énergétique associé aux coproduits n'est que de 12 J pour 100 J d'éthanol alors qu'il est de 19 J selon Farrell et al.. En suivant la méthodologie décrite dans Chavanne et Frangi (2007), leur article de 2008 décrit de manière détaillée le calcul du taux de dépense énergétique, c'est à dire le rapport entre l'énergie consommée par la filière provenant d'une source externe (ici de l'énergie fossile) et l'énergie produite (éthanol et coproduits, figure 1.9). Contrairement à la plupart des études, Chavanne et Frangi ont estimé l'incertitude de leur calcul et les sources de cette incertitude.

Leur conclusion est la suivante : "Le taux moyen sur la production en 2005, année chaude, mais suffisamment arrosée, pour les neuf États qui sont les plus importants producteurs d'éthanol (plus de 90 %) et en l'absence d'irrigation de pompage, depuis le champ de maïs jusqu'à la station d'essence et en considérant l'éthanol comme la ressource énergétique primaire, est de  $86 \pm 3 \%$ , ce qui revient à dire que, pour 100 J d'éthanol produit et d'énergie économisée grâce aux résidus de la filière,  $86 \pm 3$  J d'énergies primaires ont été nécessaires. [...] Parmi ces dépenses, 19,5 J ont été consommés à la ferme (dont 14 J pour les engrais, principalement l'ammoniac), 4,0 J ont servi au transport des grains de maïs et de l'éthanol, et 62,5 J ont été dissipés à l'usine. Le taux varie entre  $83 \pm 3 \%$  pour l'État du Minnesota, du fait d'un taux d'application d'engrais azotés plus faible, et  $112 \pm 5 \%$  pour la partie du Nebraska où pomper l'eau du sous-sol est nécessaire à la culture. Le taux moyen de 1996, hors irrigation, a été de  $92 \pm 3 \%$ , en raison d'une plus forte humidité dans les grains, qui ont nécessité un séchage supplémentaire." (Chavanne et Frangi, 2008). L'incertitude du calcul de l'efficacité énergétique de cette filière est assez faible ( $\pm 3 \%$ ), mais cette efficacité varie en fonction des années, des États, de la performance des usines, etc. D'ailleurs, en utilisant des données plus récentes, Chavanne et Frangi ont calculé que le taux de dépense était descendu à  $74 \pm 2,6 \%$ , (Chavanne et Frangi, 2011a). Cependant, si la culture du maïs aux États-Unis s'étend sur des régions plus arides, le taux de dépense risque d'augmenter de l'ordre de 25 % (Chavanne et Frangi, 2008).

Pour faire la comparaison avec la filière pétrolière, Chavanne et Frangi ont calculé le taux de dépense pour l'essence de pétrole du puits jusqu'à la pompe dans deux cas. Pour le pétrole extrait dans le bassin de Doba au Tchad et raffiné en France, le taux de dépense est de 12 % . Pour le pétrole Californien extrait avec 98 % d'eau et raffiné aux États-Unis, le taux de dépense grimpe à 30 % (Chavanne et Frangi, 2011b, et communication personnelle, 2012). En moyenne, le taux de dépense de l'essence aux États-Unis est de 25 % (Chavanne et Frangi, 2008). Le taux de dépense de la filière éthanol de maïs est donc plus important que celui de la filière essence. Ceci n'apparaît pas dans l'étude de Farrell et al., car ses auteurs ont additionné les flux  $E_{\text{entrée}}$  et  $E_{\text{ext}}$  (figure 1.9) pour la filière essence de pétrole mais pas pour la filière éthanol de maïs.

Pour bien saisir les conséquences du faible rendement énergétique d'une filière, il faut calculer le retour sur investissement énergétique, c'est à dire le rapport entre l'énergie investie ( $E_{\text{ext}}$ ) et l'énergie produite ( $E_{\text{sortie}}$ , Murphy et Hall, 2010). Alors que pour un joule investi dans la filière essence aux États-Unis, 4 J d'essence sont produits, 1 J investi dans la filière éthanol de maïs ne rapporte que 1,35 J (100 J / 74 J). Pour fournir 100 J d'énergie nette à la société, la filière essence doit produire 133 J, alors que la filière éthanol de maïs doit produire 385 J ( $100 \times 100 / (100 - 74)$ ), cette valeur grimpe à 714 J si le taux de dépense est de 86 %. Les conséquences du faible rendement énergétique de l'éthanol de maïs sont considérables car les émissions de GES et les surfaces agricoles nécessaires sont 3,85 fois plus importantes lorsqu'elles sont rapportées à l'énergie nette.

Au final, la filière éthanol de maïs ne permet pas d'exploiter l'énergie solaire qui a été

captée par la plante avec un bon rendement, c'est plutôt un moyen d'économiser le pétrole en consommant plus de gaz et de charbon. Bien que cette filière soit plus efficace d'un point de vue énergétique que la transformation directe du charbon ou du gaz en hydrocarbure liquide par le procédé Fischer-Tropsch (Chavanne et Frangi, 2008), elle utilise des surfaces agricoles, du travail et du capital. De plus, la culture du maïs aux États-Unis provoque de l'érosion, consomme de grandes quantités de pesticide et d'engrais azotés qui polluent les nappes phréatiques (Pimentel et Patzek, 2005).

L'efficacité énergétique de l'éthanol de canne à sucre au Brésil est meilleure, car le taux de dépense est seulement de 14 %,  $\pm 0,9$  (11 % selon Boddey et al. (2008) et 18 % selon ADEME et BIOIS (2010)). Concernant la filière éthanol blé française, le taux de dépense est de 108 %  $\pm 3,9$ , ce qui signifie que la filière blé en France consomme plus d'énergie qu'elle n'en produit (Chavanne et Frangi, 2011a). Pour l'ADEME et BIOIS (2010), le taux de dépense de l'éthanol de blé en France est de 62 %. Cet écart est essentiellement lié à la méthode choisie pour séparer les consommations énergétiques entre éthanol et coproduits. L'ADEME utilise l'allocation au prorata énergétique qui attribue pratiquement la moitié du coût énergétique aux coproduits alors que le gain énergétique des coproduits correspond à 11 % des coûts totaux selon Chavanne et Frangi qui utilisent la méthode de substitution (sur ce sujet voir aussi Sadones, 2012a).

L'efficacité énergétique de l'éthanol de betterave à sucre en France est plus difficile à estimer puisque l'éthanol est produit avec le sucre alimentaire. Selon l'ADEME et BIOIS (2010), le taux de dépense de cette filière est de 59 %. Comme pour la filière éthanol de blé, le taux donné par l'ADEME est sous-estimé à cause de la méthode d'allocation au prorata énergétique, mais aussi car certaines dépenses énergétiques ont été "oubliées" (section 1.4.3.1). Chavanne et Frangi (2011a) trouvent un taux de dépense pour l'éthanol de betterave à sucre en France de 52 %  $\pm 1,6$ . Cependant, ce résultat théorique pour une filière ne produisant que de l'éthanol est peut-être sous-estimé. Si l'éthanol de betterave est aussi efficace, pourquoi les entreprises Téréos et Cristal Union, dont le corps de métier est le sucre de betterave, auraient développé l'éthanol de blé (Sadones, 2012a) ?

L'efficacité énergétique des filières de production d'agrodiesel à partir d'huile de colza, de soja et de palme est meilleure que celle des filières éthanol de maïs ou de blé. Nous avons considéré que les calculs effectués par l'ADEME pour ces filières en utilisant la méthode d'allocation au prorata énergétique étaient corrects. Le rendement énergétique de ces filières varie entre 57 et 73 % (soit un taux de dépense variant entre 43 et 27 %, tableau 1.2, ADEME et BIOIS, 2010).

A la suite de cette synthèse sur les ACV des filières d'agrocarburants, nous allons maintenant nous intéresser à la quantité d'énergie qui peut être produite à partir de produits agricole et d'autres types de matière vivante. Les agrocarburants ne doivent pas seulement être jugés à l'aune de leur efficacité énergétique ou de leur pouvoir de réduction d'émissions de GES. Pour qu'elle soit désirable, une technologie de production d'énergie doit dépasser un certain seuil de "puissance" qui est fonction de contraintes biophysiques et socio-économiques (Giampietro et Mayumi, 2008). Dans le cas des pays industrialisés, ces technologies doivent permettre de fournir une assez grande quantité d'énergie nette par hectare exploité (section 1.4.4) et par heure de main d'œuvre (section 1.4.5.1).

#### 1.4.4 Un potentiel de production très variable selon les études

De nos jours, la consommation de biomasse à des fins énergétiques (principalement du bois) s'élève à 50 EJ en énergie primaire (Haberl et al., 2010). Les estimations du potentiel

de production d'énergie à partir de biomasse dans le futur sont très variables, la plupart des études donnent un chiffre entre 100 et 300 EJ d'énergie primaire pour 2050 ou 2100 (Berndes et al., 2003; Haberl et al., 2010). Ces 100 à 300 EJ représentent entre 20 % et 55 % de l'énergie primaire consommée en 2010 (532 EJ, principalement des énergies fossiles). A titre de comparaison, si l'on convertit toute la biomasse récoltée annuellement dans le monde sur les terres cultivées et les pâtures pour la consommation humaine ou animale on obtient 220 EJ an<sup>-1</sup> (Haberl et al., 2010).

Cependant, il est assez trompeur de comparer des quantités d'énergie primaires et ce pour deux raisons. Premièrement, les pertes de transformation varient selon la source d'énergie et son utilisation finale. De nos jours, la biomasse-énergie représente environ 7 % de l'énergie primaire mais seulement 3 à 4 % des 363 EJ d'énergie finale consommés dans le monde. La plupart de cette biomasse étant brûlée avec une efficacité de 10 à 20 % (l'énergie primaire est l'énergie contenue dans la ressource énergétique avant transformation, ici la biomasse, alors que l'énergie finale est sous forme d'électricité, de chaleur ou de carburant, IEA, 2012; Chum et al., 2011, p. 216). Deuxièmement, comme nous venons de le voir, il faut tenir compte de l'énergie consommée lors de la transformation et du transport. Or les études sur le potentiel futur de biomasse-énergie omettent souvent cette question.

Le potentiel futur de biomasse-énergie proviendrait majoritairement de cultures ou de plantations dédiées mais aussi de résidus forestiers, d'excréments d'animaux d'élevage, de déchets solides collectés en ville et des résidus de culture comme les pailles. La disponibilité des résidus forestiers et agricoles varie en fonction des études mais l'incertitude provient principalement des cultures dédiées à travers deux paramètres clefs, le rendement et la disponibilité des terres (Berndes et al., 2003; Haberl et al., 2010).

#### 1.4.4.1 Les résidus de culture

De nombreuses études estiment qu'une partie des résidus de culture, c'est à dire les pailles et autres parties non comestibles des cultures alimentaires, constituent une source de biomasse qui pourrait être utilisée (Haberl et al., 2010). Cependant, cela ne semble pas être une bonne option à une époque où, à cause des pratiques agricoles modernes, la qualité des terres agricoles se dégrade (activité biologique, humus, etc.). La solution serait de limiter le labour, les pesticides, les engrais et d'apporter de la matière organique au sol en laissant les résidus de culture au champ et en plantant des cultures de couverture (Bourguignon et Bourguignon, 1991).

“Plutôt que de procurer un avantage économique et stratégique, l'exportation systématique des résidus de culture aggraverait les risques d'érosion du sol par l'eau et le vent, épuiserait la matière organique du sol et dégraderait sa qualité, augmenterait la pollution diffuse, diminuerait la productivité agricole, réduirait les rendements agricoles par unité d'engrais et d'eau, et mettrait en péril l'agriculture états-unienne. C'est une stratégie imprudente et court-termiste pour générer rapidement des profits” (Lal et Pimentel, 2007). “Retourner les résidus de culture au champ que ce soit directement en les laissant à la surface, en les incorporant dans le sol ou indirectement en les utilisant en compost ou paillage pour le bétail a été pratiqué par toutes les agricultures traditionnelles. Les bénéfices principaux sont la protection contre l'érosion par l'eau et par le vent, l'augmentation de capacité de rétention d'eau du sol, l'enrichissement en matière organique et le recyclage des nutriments” (Smil, 1999). Voir aussi sur ce sujet, Dorin et Gitz (2008), Lal (2005) et Blanco-Canqui et Lal (2009).

TAB. 1.2: Rendement des principaux agrocarburants. De gauche à droite : moyenne mondiale du rendement de différentes plantes utilisées pour la production d'agrocarburant sur la période 2009-2011 en tonnes par hectare et par an (colonne  $\text{t ha}^{-1}$ , FAO, 2013) ; coefficients de conversion entre les tonnes de produit agricole matière première (tiges de canne à sucre, fruits du palmier à huile ou grains) et le contenu énergétique de l'agrocarburant produit<sup>a</sup> ( $\text{GJ t}^{-1}$ ) ; moyenne mondiale du rendement des différents agrocarburants sur la période 2009-2011 en  $\text{GJ ha}^{-1} \text{an}^{-1}$  (produit des deux colonnes précédentes). Dans les pays spécifiés : moyenne du rendement des différents agrocarburants sur la période 2009-2011 en  $\text{GJ ha}^{-1} \text{an}^{-1}$  ; rendement énergétique des différentes filières de production d'agrocarburant<sup>b</sup> ( $\frac{E_{\text{sortie}} - E_{\text{ext}}}{E_{\text{sortie}}}$ , voir Fig. 1.9) ; moyenne du rendement net des différents agrocarburants sur la période 2009-2011 en  $\text{GJ}_{\text{nets}} \text{ha}^{-1} \text{an}^{-1}$  (produits des deux colonnes précédentes).

	Monde			Pays spécifiques			
	$\text{t ha}^{-1}$	$\text{GJ t}^{-1}$	$\text{GJ ha}^{-1}$		$\text{GJ ha}^{-1}$	$\text{GJ}_{\text{nets}} \text{GJ}^{-1}$	$\text{GJ}_{\text{nets}} \text{ha}^{-1}$
Canne à sucre	71,0	1,73	122	Brésil	136	86 %	117
Maïs	5,2	8,73	45	États-Unis	85	26 %	22
Blé	3,1	8,29	26	France	58	-8 %	-5
Palmier à huile	14,3	9,22	132	Malaisie	202	73 %	147
Colza	1,9	16,19	31	France	57	57 %	32
Soja	2,5	7,46	18	États-Unis	22	61 %	13

<sup>a</sup>Les coefficients de conversion de Johnston et al. (2009) ont été convertis en  $\text{GJ t}^{-1}$  en utilisant  $21,3 \text{ MJ l}^{-1}$  pour l'éthanol (Chavanne et Frangi, 2008),  $37,8 \text{ MJ kg}^{-1}$  pour le biodiesel et une densité pour l'huile de palme, de colza et de soja de respectivement  $0,914$ ,  $0,915$  et  $0,927 \text{ kg l}^{-1}$  (BiofuelsB2B, 2012)

<sup>b</sup>Sources : Chavanne et Frangi (2011a) pour l'éthanol de canne à sucre, de maïs et de blé et ADEME et BIOIS (2010) pour l'ester méthylique d'huile végétale d'huile de palme, de colza et de soja (les coûts énergétiques de l'importation en France de l'huile de palme depuis la Malaisie et l'Indonésie et du soja depuis les États-Unis et le Brésil sont inclus dans le rendement net de l'agrodiesel de palme et de soja).

#### 1.4.4.2 Le rendement

Les hypothèses de rendement des cultures dédiées à la production d'énergie dans le futur sont très variables selon les études allant de  $69$  à  $600 \text{ GJ ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ . A titre de comparaison, le rendement des écosystèmes les plus productifs au monde que sont les forêts gérées est de  $150 \text{ GJ ha}^{-1} \text{an}^{-1}$  en moyenne (Haberl et al., 2010). Selon Johnston et al. les rendements utilisés dans les études sur le potentiel futur des agrocarburants sont souvent surestimés de plus de 100% (les rendements des principaux agrocarburants sont présentés dans le tableau 1.2).

Certaines études comme Melillo et al. (2009), supposent d'importants progrès dans les technologies de transformation de la biomasse en énergie, notamment de la biomasse cellulosique en carburant. Dans leur prospective,  $365 \text{ EJ}$  sont produits en 2100 sur  $2160 \text{ Mha}$  (soit 1,4 fois la surface actuellement cultivée), le rendement moyen est donc de  $169 \text{ GJ ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ . Comme de nombreuses autres études, les auteurs supposent d'importants progrès permettant de produire du bois à un rendement élevé et de convertir ce bois en carburant. Cependant, ces technologies ne sont pas à ce jour économiquement viables et il est possible qu'elles n'aient pas un rendement net par hectare supérieur à celui des agrocarburants classiques (Sadones, 2012a, p. 22). Ils pourraient aussi poser des problèmes de pollution de l'air (Ashworth et al., 2003).

Les chiffres annoncés sur la nouvelle plante miracle sont souvent sur-évalués. Sur ce point, l'exemple du jatropha en Inde est instructif (Kant et Wu, 2011). En 2003, le gouvernement

lança un plan pour développer l'agrodiesel de jatropha. Cette plante était présentée comme résistante à la sécheresse et aux insectes. Sur les 106 fermiers ayant planté du jatropha interviewés par Axelsson et Franzén (2010) en 2005/2006 et en 2010, 85 % avaient arrêté. Selon Ariza-Montobbio et al. (2011), les rendements observés en culture pluviale étaient 5 fois moins élevés que ceux attendus par les instituts de recherche (10 fois moins élevés en culture irriguée). Alors que cet arbuste non comestible était censé être planté sur des terres "marginales" et ne pas rentrer en concurrence avec les cultures alimentaires, "82% des agriculteurs ont planté du jatropha comme substitut de culture vivrière en comptant sur les prêts, l'assistance technique et les profits que les sociétés leur avaient promis" (Ariza-Montobbio et al., 2011). En réalité le jatropha a remplacé des cultures comme l'huile d'arachide, le pois gungo ou le coton diminuant ainsi les productions d'huile comestible, de fourrage pour le bétail et de combustible. Apparemment, le jatropha n'a pas été planté sur les 400 000 hectares de terres "à l'abandon" que le gouvernement indien avait identifié (Collectif d'ONG, 2008, p. 15).

#### 1.4.4.3 Les terres "marginales"

Les estimations de surfaces "disponibles" pour la culture de biomasse-énergie varient de 0,4 à 28% de la surface émergée alors que 12 % sont actuellement cultivés (Groenland et Antarctique exclus, Haberl et al., 2010). Suite à la mise en évidence de l'importance des émissions provoquées par le CAS, de nombreuses études défendent l'idée d'utiliser des terres "marginales", "dégradées" ou "abandonnées" pour planter des agrocarburants (voir par exemple Bauen et al., 2009; Hoogwijk et al., 2005; Cai et al., 2011). Cependant, si les terres "abandonnées" ou marginales ne sont pas viables pour les productions alimentaires pourquoi le seraient-elles pour les agrocarburants ?

Les techniques agricoles industrielles ne sont pas adaptés à certaines régions du globe : le labour profond aggravant l'érosion, les engrais étant lessivés immédiatement à cause de fortes pluies ou inutiles à cause du manque d'eau. Certes, dans ces régions, planter des peupliers pour produire de l'énergie pourrait être une solution, mais une autre pourrait consister à produire des denrées alimentaires en utilisant des techniques agroécologiques (Connor et Hernandez, 2009, p. 74-75).

Les terres inutilisées sont presque systématiquement un mythe (van der Horst et Vermeulen, 2011). Le débat sur les terres marginales ignore la présence d'éleveurs nomades, de populations indigènes ou de petits agriculteurs sur ces terres (The Gaia Foundation et al., 2008). Selon, Göran Berndes, qui a fait une revue de 17 études sur le potentiel de la bioénergie, "les terres prétendument dégradées sont souvent le principal moyen de subsistance de populations rurales" (Berndes et al., 2003). Bien qu'une grande partie des prairies et savanes d'Argentine, du Brésil, du Soudan et de la République Démocratique du Congo affiche une densité de population inférieure à 25 personnes par km<sup>2</sup>, cela ne signifie pas qu'elles sont inutilisées.

Un étude récente suggère que la méthode souvent utilisée pour estimer l'étendue des terres disponibles n'est pas bonne. Elle confirme les mises en garde faites par Young (1999, 2000) que nous avons évoquées à la section 1.2.3. Fritz et al. (2013) ont confronté les cartes de "terres marginales disponibles pour la production de biomasse-énergie" produites par Cai et al. (2011)<sup>5</sup> avec des images satellites de haute résolution. Ils ont montré que les surfaces de ces terres étaient largement surestimées. En compilant des données sur la qualité du sol, la topographie, la température et les précipitations Cai et al. (2011) ont estimé qu'entre

<sup>5</sup>Notons que l'étude de Cai et al. (2011) a été en partie financée par le *Energy Biosciences Institute* lui-même largement financé par British Petroleum (<http://www.energybiosciencesinstitute.org>).

320 et 1411 Mha pourraient-être utilisés pour la production de biomasse-énergie selon le scénario choisi (tous les scénarios excluent les forêts mais certains incluent les savanes ou les prairies). Or, selon Fritz et al. (2013), au moins 30 % de ces surfaces ne correspondent pas aux contraintes sur la couverture du sol fixées par le scénario (par exemple, des savanes ont été détectées alors qu'elles ne sont pas incluses dans le scénario). De plus, si l'on exclu aussi les surfaces utilisées par l'homme (terres cultivées, infrastructures, habitations), il faut réduire les estimations de Cai et al. (2011) de 70 % à 90 % selon le scénario.

Enfin, il semble que les terres dégradées n'intéressent pas les investisseurs (Alternatives Sud, 2011, p. 27). La tendance n'est pas à la réhabilitation de terres marginales mais plutôt à l'accaparement des terres (plus de 40 Mha concernés dont une majorité en Afrique, Anseeuw et al., 2012). En Éthiopie, alors que selon le gouvernement 23 Mha sont disponibles, du ricin est planté sur les terres les plus fertiles traditionnellement consacrées à l'agriculture vivrière dans le but de produire de l'agrodiesel (Birega et Botto, 2011). Notons que certaines terres agricoles ont été abandonnées après la suppression de prix planchers par des politiques "d'ajustement structurel" du fond monétaire international et de la banque mondiale comme au Mozambique par exemple (Fig, 2011, p. 85).

### 1.4.5 L'impact de la substitution des agrocarburants aux carburants pétroliers sur l'économie

#### 1.4.5.1 Productivité énergétique du travail et vitesse généralisée

Pour fournir une unité d'énergie nette à la société, l'industrie pétrolière nécessite beaucoup moins de main d'œuvre que les filières de production d'agrocarburants. Selon Giampietro et Mayumi, il faut 33,6 heures de travail pour produire 1 000 litres d'éthanol de canne à sucre au Brésil, et seulement 9 heures pour l'éthanol de maïs aux États-Unis. La productivité énergétique du travail de ces filières est donc respectivement de  $545 \text{ MJ h}^{-1}$  pour la canne à sucre<sup>6</sup> et de  $615 \text{ MJ h}^{-1}$  pour l'éthanol de maïs. Or dans un pays développé, la productivité énergétique du travail dans le secteur énergétique est de l'ordre de 27 000 à 47 000  $\text{MJ h}^{-1}$  (Giampietro et Mayumi, 2008, 2009). En conséquence, si aujourd'hui un peu moins de 1 % de la main d'œuvre travaille dans le secteur énergétique dans les pays développés, il faudrait mobiliser un nombre de travailleurs presque équivalent au nombre d'actifs pour qu'un pays développé produise son énergie à partir de végétaux.

Le développement des agrocarburants repose la question de l'efficacité économique du système de transport. Dans les années 70, Ivan Illich a publié une critique radicale de l'automobile et des autres moyens de transport motorisés. Selon lui, passé un certain seuil, la vitesse devient contreproductive et elle est source d'inégalité : "Dès que les machines ont consacré à chaque voyageur plus qu'une certaine puissance en chevaux-vapeur, [l'industrie de la circulation] a diminué l'égalité entre les gens, restreint leur mobilité en leur imposant un réseau d'itinéraires obligés produit industriellement, engendré un manque de temps sans précédent. Dès que la vitesse de leur voiture dépasse un certain seuil, les gens deviennent prisonniers-hommes de la rotation quotidienne entre leur logement et leur travail" (Illich, 1973).

---

<sup>6</sup>En utilisant le taux de dépense énergétique de Chavanne et Frangi (2011a),  $\frac{21,3 \text{ MJ l}^{-1} \cdot 0,86 \text{ J}_{\text{nets}} \text{ J}^{-1}}{33,6 \cdot 10^{-3} \text{ h l}^{-1}}$ .  
Notons que la quantité d'énergie nette produite par heure de main d'œuvre devrait s'améliorer grâce à la généralisation de la récolte mécanisée de la canne (20 % des surfaces en 2007, Boddey et al., 2008). Par ailleurs, la mécanisation améliorera le bilan effet de serre de l'éthanol de canne (Galdos et al., 2010), et d'un point de vue social, elle permettra de diminuer le nombre de coupeurs de canne dont les conditions de travail sont si difficiles qu'elles peuvent leur coûter la vie (Alves, 2011).

Pour étayer son propos, Jean-Pierre Dupuy fit une estimation de la *vitesse généralisée* de l'automobile. Le principe de son calcul est simple, il a estimé le total de toutes les dépenses annuelles liées à la possession et l'usage d'une automobile puis converti ces dépenses en temps en les divisant par le revenu horaire. Il a ensuite additionné à cette estimation du temps qu'il faut passer à travailler pour obtenir les ressources nécessaires à l'acquisition et à l'utilisation de sa voiture, le temps passé effectivement à se déplacer en voiture. La vitesse généralisée est le rapport entre le kilométrage annuel et ce temps global. Pour l'année 1967, elle varie entre  $14 \text{ km h}^{-1}$  pour un cadre supérieur parisien roulant en Citroën 2 CV et  $4 \text{ km h}^{-1}$  pour un salarié agricole d'une commune rurale roulant en Citroën DS 21, alors que la vitesse généralisée de la bicyclette est comprise entre 12 et  $14 \text{ km h}^{-1}$  (Dupuy, 1975). Bien que le concept de vitesse généralisée est trompeur car il suppose la substituabilité et l'équivalence du temps de déplacement et du temps de travail, il permet de comparer l'efficacité de différents moyens de transports de manière intelligible. Si l'évolution de la valeur de la vitesse généralisée depuis 1967 soit controversée (Héran, 2009), une chose est sûre, plus le taux d'incorporation d'agroc carburants dans l'essence et le diesel sera grand, plus la vitesse généralisée diminuera.

La valeur monétaire des produits étant une somme de salaires et de rentes. Une augmentation des besoins en main d'œuvre pour fabriquer un produit a tendance à se traduire par une augmentation de son coût.

#### 1.4.5.2 Le coût des agroc carburants

En France et aux États-Unis, la filière agroc carburant est largement subventionnée (voir encadré p. 55). Ces subventions font partie d'une politique en faveur des agroc carburants qui a pour objectif de diminuer les émissions de gaz à effet de serre et d'améliorer l'indépendance énergétique de ces pays. Comme nous l'avons vu, il est peu probable que ces politiques aient amélioré le bilan effet de serre de ces pays si l'on tient compte des CASI. Voyons maintenant l'intérêt que peuvent présenter les agroc carburants pour l'indépendance énergétique et la balance commerciale.

Comme nous l'avons vu à la section 1.4.3.5, aux États-Unis, la production d'éthanol de maïs permet d'économiser du pétrole en transformant du gaz et du charbon en essence (après déduction de l'énergie économisée par les co-produits, les dépenses en charbon et en gaz de la filière représentent 70 % de l'énergie contenue dans l'éthanol, Farrell et al., 2006). D'un point de vue énergétique, cette transformation est plus efficace que la transformation thermochimique du gaz par le procédé Fischer-Tropsch (Chavanne et Frangi, 2008). Il est probable qu'elle ait un effet positif sur la balance commerciale de ce pays car elle permet de diminuer ses importations de pétrole en consommant des ressources locales (gaz, charbon et terre). De plus, l'augmentation du prix du maïs provoquée par l'augmentation de la demande est plutôt positive pour les États-Unis, car malgré les grandes quantités de maïs transformées en éthanol (38 % de la production), ce pays est resté exportateur de maïs (14 % de la production a été exportée en moyenne sur 2009-2011, USDA, 2013).

La situation de la France est assez différente car elle ne produit ni gaz, ni charbon, ne possède pas d'aussi grandes étendues de terres disponibles que les États-Unis, et importe davantage d'huile végétale qu'elle n'en exporte. En 2009, la France a produit 2,6 millions de tonnes d'huile végétale (dont 1,7 Mt de colza), elle en a exporté 1,1 Mt et importé 1,9 Mt. Les importations nettes, 0,9 Mt, sont principalement composées d'huile de palme (0,4 Mt)

*Les subventions aux agrocarburants*

La filière agrocarburant a bénéficié d'importantes subventions depuis une quinzaine d'années. Aux États-Unis, grâce au lobbying intensif de la part d'industriels, l'éthanol est subventionné à plus de 10 \$ GJ<sup>-1</sup> depuis 2006, soit plus 50 % du prix de vente (Koplow et Steenblik, 2008; McMahan, 2010). En Union Européenne, les subventions à la filière agrocarburant sont passées de 35 € GJ<sup>-1</sup> pour l'éthanol et 15 € GJ<sup>-1</sup> pour l'agrodiesel en 2006 (Kutas et al., 2007) à respectivement 14 et 8 € GJ<sup>-1</sup> pour 2007-2008 (Jung et al., 2010). Cette baisse des subvention est liée au passage d'une politique de réduction des exemption de taxes à des mandats d'incorporation qui tend à faire passer la charge du contribuable à l'automobiliste (Bureau et Valin, 2013).

En France, un rapport de la Cour des Comptes qui est paru en janvier 2012, soulignait que "des transferts financiers non négligeables [...] ont eu lieu, en gros des consommateurs/contribuables en direction de l'agro-industrie (agriculteurs et producteurs de biocarburants)" (Cour des Comptes, 2012, p. 202). Sur la période 2005-2010, si l'on fait le solde entre les subventions et les taxes, l'État a été bénéficiaire de 0,5 milliards d'euros sur la filière éthanol et a payé 1,3 Md€ pour la filière biodiesel. Selon la synthèse du rapport, "le surcoût de l'incorporation de bioéthanol à l'essence dans un plein de 50 litres, à nombre de kilomètres parcourus égal est de l'ordre de 2,3€ environ. Dans le même cas, pour le biodiesel, le surcoût est proche de 60 centimes d'euros."

Plusieurs facteurs expliquent ces transferts financiers. Tout d'abord, les agrocarburants présentent une densité énergétique plus faible que les carburants fossiles remplacés : un litre d'éthanol contient 32 % moins d'énergie que l'essence et un litre d'agrodiesel 8 % de moins que le gasoil. Les automobilistes doivent donc acheter plus de carburant pour parcourir un même nombre de kilomètres. L'État en est bénéficiaire puisque la taxe intérieure de consommation sur les produits énergétiques (TIC, ex TIPP), est une taxe par litre de carburant (0,43€ par litre de mélange agrodiesel<sup>a</sup>-gasoil, et 0,60€ par litre de mélange éthanol-essence<sup>b</sup>). Pour permettre aux distributeurs de carburant de financer leurs coûts spécifiques liés aux opérations d'incorporation, et de verser un complément de prix à leurs fournisseurs d'agrocarburants, l'État reverse une partie de la TIC aux distributeurs de carburants. Le montant de cette "défiscalisation" varie en fonction des quantités d'agrocarburants (provenant de sites de production agréés par l'état) incorporées à l'essence et au gazole (0,08€ par litre de biodiesel et 0,14€ par litre d'éthanol depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2011, Sadones, 2012c, et communication personnelle, 2013). Enfin, dans le but d'atteindre les objectifs d'incorporation, les carburants routiers ayant un taux d'incorporation d'agrocarburant trop faible sont taxés (à travers la Taxe Générale sur les Activités Polluante, TGAP). Notons que cette taxe a fortement déséquilibré la relation commerciale entre les distributeurs de carburants et les producteurs d'agrocarburants. Elle a permis à ces derniers d'exiger le reversement intégral de la "défiscalisation", y compris la part initialement destinée à compenser les surcoûts générés par l'incorporation (Sadones, 2010b, 2012c, et communication personnelle, 2013).

Selon les calculs de P. Sadones, si les objectifs d'incorporations sont atteints en 2013, le surcoût pour les automobilistes atteindra 1,8 milliard d'euros (3,5 centimes d'euros par litre en moyenne), dont 170 millions d'euros de recettes fiscales supplémentaires pour le budget de l'État (l'État étant devenu bénéficiaire grâce à la baisse de la "défiscalisation", Sadones, 2013).

<sup>a</sup>Ester Méthyliques d'Acides Gras (EMAG) incluant les Éster Méthylque d'Huile Végétale (EMVH), les esters produits à partir d'huile usagée et de graisse animale.

<sup>b</sup>Depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2011, à l'exception de l'E85, mais dont les volumes mis en marché sont insignifiants.



et de soja (0,2 Mt, FAO, 2013). L'augmentation du prix des oléagineux<sup>7</sup> a donc eu un effet négatif sur la balance commerciale française. Au final, convertir 1 tonne d'huile de colza en agrodiesel permet de produire 39 GJ d'agrodiesel et donc d'éviter d'importer l'équivalent de 8,4 barils de pétrole<sup>8</sup>.

Cependant, comme le fait remarquer Sadones (2010b, 2012b,a), cela coûte 1 tonne d'huile colza qui n'a pas été exportée ou qui a été importée. À 1 100 \$ la tonne (moyenne 2007-2010 du prix import/export de l'huile de colza, FAO, 2013), l'opération n'est donc pas rentable en dessous de 130 \$ le baril. De plus, pour que la production d'agrodiesel améliore la balance commerciale de la France, il faut que la valeur des 8,4 barils de pétrole que l'on a évité d'importer compense aussi le coût des 17 GJ d'énergie consommés pour transformer 1 tonne d'huile de colza en agrodiesel. Si l'on considère que ces 17 GJ sont achetés au prix du pétrole, l'opération n'est pas rentable en dessous de 230 \$ le baril (notre calcul n'inclut pas le coût de production de l'agrodiesel).

### 1.4.6 Conclusion sur les agrocarburants

La production d'agrocarburant nécessite de grandes quantités de produits agricoles alors qu'elle ne permet de satisfaire qu'une faible part de la demande énergétique. En 2010, 5,9 % de la production végétale a été utilisée pour produire une quantité d'agrocarburants représentant 2,7 % de la consommation mondiale d'énergie par le secteur des transports. A l'échelle mondiale, pour couvrir 10 % de la consommation de carburants par le secteur des transports en 2020, il faudrait une quantité de produits agricoles correspondant à 26 % de la production végétale de 2010 (groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition mis en place par la FAO, Wilkinson et al., 2013, les pourcentages sont donnés en contenu énergétique).

En France, pour remplacer les 50 millions de tonnes équivalent pétrole (Mtep) d'énergie fossile consommées pour le transport par de l'agrodiesel de colza, il faudrait 1,4 fois sa surface agricole (CGDD, 2012, tableau 1.2). De plus, il faut tenir compte de l'énergie utilisée pour produire le colza et le transformer. Le rendement énergétique de l'ester méthylique d'huile de colza produit en France étant de 57 % (ADEME et BIOIS, 2010), planter 1,4 fois la surface agricole de la France en colza ne permettrait de produire que 28,5 Mtep d'énergie supplémentaire sous forme d'agrodiesel, la filière consommant 21,5 Mtep.

Les plantes qui permettent la meilleure production d'énergie nette par hectare sous forme de carburants sont le palmier à huile et la canne à sucre (tableau 1.2). Cependant, ces plantes sont principalement cultivées dans les pays tropicaux où subsistent des surfaces importantes de forêts, de savanes et de prairies. La destruction directe ou indirecte de ces écosystèmes par le développement des plantations énergétiques entraîne la disparition de territoires d'une richesse biologique exceptionnelle, et provoque des émissions de CO<sub>2</sub> sans commune mesure avec les réductions d'émissions permises par les agrocarburants (Fargione et al., 2008; Gibbs et al., 2008).

Comme l'ont fait remarquer Dorin et Gitz (2008), au Brésil, la canne consacrée à la production d'éthanol évite d'émettre l'équivalent de 2 tonnes de carbone par hectare et par an (Boddey et al., 2008) alors que la mise en culture d'une forêt tropicale déstocke 150 à 300 tC ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>, et que l'afforestation permet de stocker 3 à 8 tC ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en moyenne sur les 30 premières années (Righelato et Spracklen, 2007). Les bénéfices en termes de

<sup>7</sup>L'indice des prix internationaux des matières premières importées pour la catégorie oléagineux a augmenté de +75 % en moyenne entre 2001-2006 et 2007-2012 (INSEE, 2013).

<sup>8</sup>Tableau 1.2, en considérant une teneur en huile des grains de 42 %, l'efficacité énergétique des raffineries de 75 % (ADEME et BIOIS, 2010, p. 123) et 5,7 GJ par baril.

TAB. 1.3: Éléments de comparaison entre la production nette d'énergie par les agrocarburants et surfaces utilisées pour les produire. Valeurs moyennes sur la période 2009-2011 pour quatre filières de production. De gauche à droite : consommation d'énergie finale totale ( $C_{\text{totale}}^{\text{finale}}$ , Enerdata, 2013) ; consommation d'énergie finale par le secteur des transports ( $C_{\text{transp.}}^{\text{finale}}$ , Enerdata, 2013) ; production d'agrocarburant<sup>a</sup> ( $P^{\text{agroc.}}$ ) ; estimation de la production nette d'énergie par la filière agrocarburant ( $P_{\text{nette}}^{\text{agroc.}}$ , calculée en utilisant les rendements énergétiques données dans le tableau 1.2) ; rapport entre cette production nette d'énergie et la consommation d'énergie finale dans chaque pays ( $\frac{P_{\text{nette}}^{\text{agroc.}}}{C_{\text{totale}}^{\text{finale}}}$ ). De droite à gauche : surface cultivée totale ( $S_{\text{totale}}^{\text{cultivée}}$  FAO, 2013, catégorie "terres arables et cultures permanentes") ; estimation des surfaces récoltées pour produire  $P^{\text{agroc.}}$ , en utilisant les rendements du tableau 1.2 ( $S_{\text{agroc.}}^{\text{récoltée}}$ ) ; estimation de la part de la surface cultivée dédiée à la production d'agrocarburant et des coproduits de la filière ( $\frac{S_{\text{agroc.}}^{\text{récoltée}}}{S_{\text{totale}}^{\text{cultivée}}}$ ).

	Énergie (EJ)					Surfaces (Mha)		
	$C_{\text{totale}}^{\text{finale}}$	$C_{\text{transp.}}^{\text{finale}}$	$P^{\text{agroc.}}$	$P_{\text{nette}}^{\text{agroc.}}$	$\frac{P_{\text{nette}}^{\text{agroc.}}}{C_{\text{totale}}^{\text{finale}}}$	$\frac{S_{\text{agroc.}}^{\text{récoltée}}}{S_{\text{totale}}^{\text{cultivée}}}$	$S_{\text{agroc.}}^{\text{récoltée}}$	$S_{\text{totale}}^{\text{cultivée}}$
Brésil, Canne à sucre	8,8	2,9	0,49	0,42	4,8 %	4,6 %	3,6	79
France, Colza	6,7	1,9	0,07	0,04	0,6 %	6,7 %	1,3	19
États-Unis, Maïs	61,6	23,8	1,14	0,30	0,5 %	8,2 %	13,4	163
États-Unis, Soja			0,08	0,05	0,1 %	2,3 %	3,8	

<sup>a</sup>En faisant l'approximation que l'éthanol au Brésil est exclusivement produit à partir de la canne à sucre, l'éthanol aux États-Unis à partir de maïs, que l'agrodiesel en France est exclusivement produit à partir de colza et l'agrodiesel aux États-Unis à partir de soja. Sources : production d'éthanol au Brésil (Enerdata, 2013, le commerce international, qui est inférieur à 10 % de la consommation est négligé), production d'agrodiesel en France (EUROSTAT, 2013), production d'éthanol et d'agrodiesel aux États-Unis (USEIA, 2013).

GES de la substitution d'agrocarburants au pétrole sont rapidement anéantis en cas de changements d'affectation des sols. Au Brésil, les réductions totales d'émissions causées par la consommation d'agrocarburants en 2005 sont 19 fois moindres que le bilan effet de serre des 1,93 Mha qui ont été déforestés en moyenne chaque année entre 1994 et 2003 (Dias De Oliveira, 2008).

En faisant cette comparaison, nous n'affirmons pas que le développement de la filière éthanol de canne à sucre au Brésil a provoqué le déboisement d'une partie de la forêt Amazonienne. Selon Boddey et al. (2008), seulement 0,25 % de la canne à sucre brésilienne était planté dans l'Amazonas en 2007 (notons que les surfaces plantées en canne à sucre sont inférieures à 10 Mha alors que la forêt Amazonienne s'étend sur plus de 350 Mha, Boddey et al., 2008; FAO, 2013). Si l'extension des surfaces de canne (6 % an<sup>-1</sup> depuis 2008, FAO, 2013) provoque du déboisement, c'est de manière indirecte. Selon une étude réalisée avec le modèle d'usage des sols LandSHIFT, l'augmentation de la production d'éthanol au Brésil entre 2003 et 2020 pourrait être à l'origine du déboisement de 5 Mha. Ce changement d'affectation des sols indirects, provoqué principalement par le déplacement de pâturages dans la forêt amazonienne, générerait une dette carbone de 40 ans (Lapola et al., 2010)<sup>9</sup>.

L'ampleur des changements indirects d'affectation des sols résultant de l'essor des filières

<sup>9</sup> De plus, l'augmentation de la production d'agrodiesel de soja pourrait être à l'origine du déboisement de 7 Mha, ce qui générerait une dette carbone de 200 ans. Dans cette étude, il est supposé que la conversion d'une forêt en pâture déstocke en moyenne 190 tC ha<sup>-1</sup>, que l'éthanol de canne permet d'éviter l'émission de 5 tC ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (ce qui nous semble surestimé) et l'agrodiesel de soja 1 tC ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>.

de production d'agrocarburants ne peut être estimée précisément. Le détournement d'une partie des terres agricoles ou des produits agricoles vers la production d'énergie déclenche une chaîne d'événements via des mécanismes économiques, agronomiques et biophysiques dont il est difficile d'évaluer les conséquences. Cependant, les résultats des modèles qui tentent de représenter le système agricole mondial nous indiquent que les effets des CASI ne sont pas négligeables. Sauf pour l'éthanol de canne à sucre, la prise en compte des CASI rend le bilan effet de serre des principales filières de production d'agrocarburant probablement pire que celui des carburants pétroliers (De Cara et al., 2012). Voyons maintenant si la production de carburants à partir de produits agricole peut présenter un intérêt d'un point de vue énergétique.

Le tableau 1.3 donne des éléments de comparaison entre la production nette d'énergie par les agrocarburants et surfaces utilisées pour les produire. Des calculs ont été faits pour quatre filières : l'éthanol de canne à sucre au Brésil, l'agrodiesel de colza en France, l'éthanol de maïs et l'agrodiesel de soja aux États-Unis. Grâce à diverses approximations (voir la légende du tableau 1.3), nous avons fait une estimation de la production nette d'énergie de chacune de ces filières et des surfaces agricoles qu'elles utilisent.

L'énergie supplémentaire produite par la filière éthanol de canne à sucre au Brésil représente environ 4,8 % de la consommation d'énergie finale de ce pays ( $\frac{P_{\text{agroc.}}^{\text{nette}}}{C_{\text{finale}}^{\text{totale}}}$ ) et utilise 4,6 % de la surface cultivée ( $\frac{S_{\text{agroc.}}^{\text{récoltée}}}{S_{\text{cultiivée}}^{\text{totale}}}$ ). En France, 6,7 % de la surface cultivée est nécessaire pour produire le colza transformé par la filière agrodiesel alors que l'énergie nette produite par cette filière représente seulement 0,6 % de la consommation d'énergie finale. Aux États-Unis, les filières éthanol de maïs et agrodiesel de soja utilisent respectivement 8,2 % et 2,3 % de la surface cultivée et produisent une quantité d'énergie représentant 0,5 % et 0,1 % de la consommation d'énergie finale<sup>10</sup>

Ces calculs approximatifs mettent en évidence l'importance des surfaces utilisées par les filières agrocarburants en France et aux États-Unis par rapport à leur production d'énergie nette. Ils montrent l'importance de l'analyse en énergie nette pour comparer les technologies de production d'énergie. Le taux d'agrocarburants dans la consommation énergétique des transports (19,5 % au Brésil, 5,5 % en France et 4,4 % aux États-Unis, en moyenne sur 2009-2011, Enerdata, 2013), est trompeur car il ne permet pas de juger de la contribution des agrocarburants à l'approvisionnement énergétique d'un pays étant donné le faible retour sur investissement énergétique de certaines filières de production d'agrocarburants.

Les carburants liquides sont d'une qualité bien supérieure à celle du charbon ou du gaz. Leur forte densité en énergie et leur état liquide permettent de les transporter et de les stocker facilement (ce qui évite des dépenses énergétiques). Cependant, les technologies actuelles de production d'agrocarburants ne sont pas adaptées à des pays comme la France et les États-Unis car elles ne permettent pas de fournir une assez grande quantité d'énergie nette par hectare exploité et par heure de main d'œuvre (Giampietro et Mayumi, 2008). La situation brésilienne est assez différente, le rapport entre la consommation d'énergie et surface cultivée y est 3 fois plus faible (tableau 1.3). La grande productivité de la canne à sucre combinée à la bonne efficacité énergétique de la filière éthanol permet d'atteindre un rendement net de  $117 \text{ GJ}_{\text{nets}} \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  alors que les rendements nets des agrocarburants

<sup>10</sup>  $\frac{P_{\text{agroc.}}^{\text{nette}}}{C_{\text{finale}}^{\text{totale}}}$  n'est pas égal à la part des agrocarburants dans la consommation d'énergie finale à cause des différentes approximations faites pour ce calcul (tableau 1.3) et parce qu'une partie de la production d'agrocarburants est exportée (entre 8 et 9,5 % pour les États-Unis et la France et le Brésil) et une partie de la consommation est importée (18 % pour la France et moins de 2 % pour les États-Unis et le Brésil) (moyennes sur 2009-2011, Enerdata, 2013).

produits à partir de colza en France, de maïs et de soja aux États-Unis sont respectivement de 32, 22 et 13  $\text{GJ}_{\text{nets}} \text{ha}^{-1} \text{an}^{-1}$  (tableau 1.2).

Face à l'échec des agrocarburants de première génération, les États-Unis et l'Europe soutiennent la biomasse-énergie de deuxième génération. De même, les modèles du GIEC ont massivement recouru à ces technologies pour réduire les émissions de GES (Rose et al., 2012). Cependant, il est probable que les agrocarburants de première génération restent la technologie dominante pendant encore de nombreuses années. Les rendements nets de ces agrocarburants étant très faibles dans les régions tempérées, il est probable que les pays tropicaux soient de plus en plus encouragés à en produire. De plus, si la deuxième génération se développe, il y a de grandes chances que ce soit là où le climat est favorable et où il y a des terres dites "disponibles". Pour explorer les conséquences de ce type de scénarios, il est nécessaire d'utiliser un modèle représentant le système agricole mondial dans toute sa complexité.

## 1.5 Le Nexus Land-Use, un modèle pour explorer les liens entre alimentation, énergie et environnement

Étudier l'évolution des surfaces des terres cultivées, de pâtures et de forêt dans le futur permet de tester la faisabilité de scénarios de consommation alimentaire et de biomasse-énergie. C'est aussi une première étape pour évaluer l'impact sur le milieu naturel et les émissions de GES de ces scénarios. Pour faire apparaître toutes les conséquences d'une perturbation du système agricole mondial, il est nécessaire d'analyser conjointement les questions relatives à l'alimentation et la biomasse-énergie, en utilisant un modèle qui représente l'ensemble des usages des sols y compris ceux spécifiques à l'élevage. Prenons deux exemples pour étayer notre propos :

On pourrait penser que l'agrodiesel consommé en Europe permet de plus grandes réductions d'émissions que l'éthanol, car il est produit en Europe avec une meilleure efficacité énergétique. Or, selon une étude récente utilisant le modèle MIRAGE-BioF, sur la période 2008-2020, les émissions induites par les CASI pourraient être plus importantes pour l'agrodiesel que pour l'éthanol consommé en Europe car le rendement moyen des oléagineux utilisés (colza, soja, tournesol et huile de palme) serait plus faible que le rendement moyen des plantes utilisées pour produire l'éthanol (blé, maïs, canne à sucre, Laborde et Valin, 2012).

Selon l'étude réalisée avec le modèle LandSHIFT évoquée à la section précédente, les politiques de soutien aux agrocarburants au Brésil (éthanol de canne et agrodiesel de soja) pourraient provoquer des CASI importants. Dans le scénario de référence, malgré une augmentation du nombre moyen de têtes de bétail par hectare de pâture de 0,09 entre 2003 et 2020, 12 Mha de forêt est rasé pour laisser place à des pâtures. Cependant, si l'on force l'augmentation du nombre de têtes de bétail par hectare à 0,13, l'effet CASI est évité (Lapola et al., 2010). Ces deux exemples montrent que pour capter tous les effets du développement des agrocarburants, il est nécessaire d'utiliser un modèle à l'échelle mondiale qui représente en détail la fertilité des terres et l'élevage.

L'incertitude des résultats des modèles d'usage des sols est importante. Elle a pour origine le choix des équations et les données d'entrées comme le progrès technique, la fertilité des sols, la disponibilité des ressources fossiles et minérales, l'occupation actuelle des sols, l'impact du prix des intrants sur le rendement agricole, et l'impact du prix des denrées alimentaires sur la consommation. Comme nous l'avons vu dans ce chapitre, les hypothèses des études concernant l'agriculture mondiale ou les agrocarburants sont souvent biaisées par la vision

du monde des auteurs. Bien que la comparaison de différents scénarios permette d'éviter les choix arbitraires, le choix des scénarios peut être également biaisé.

En comparant des perspectives agricoles aux derniers scénarios du GIEC, nous avons montré que le nombre d'humains par hectare cultivé en 2100 est relativement élevé dans certains scénarios du GIEC. L'intensification de l'agriculture est limitée par des contraintes biophysiques qui ne semblent pas être bien prises en compte dans certains modèles utilisés par le GIEC. Faisant fi des observations indiquant une moindre croissance des rendements ces dernières décennies et une possible stagnation à l'avenir (Brisson et al., 2010; Alston et al., 2009; Koning et van Ittersum, 2009; Tilman et al., 2002; Cassman, 1999), les chercheurs à l'origine des scénarios GIEC semblent faire preuve d'un grand optimisme sur le progrès technique du secteur agricole<sup>11</sup>.

En s'inspirant des théories de David Ricardo et de Johann Heinrich von Thünen les modèles économiques d'usage des sols, optimisent l'allocation des ressources (terre, intrants agricoles, travail, capital, etc.) en fonction des caractéristiques et de la localisation des terres. Cependant, les modèles économiques ont souvent une représentation très simple de la qualité des terres et des processus à l'origine des changements d'affectation des sols (Brunelle, 2012; Heistermann et al., 2006; Lambin et al., 2000). Leurs résultats sont très sensibles aux paramètres des fonctions de production (en particulier à la valeur des élasticités, Heistermann et al., 2006; Laborde, 2011).

Si certains modèles économiques manquent de contraintes biophysiques, les études purement biophysiques ne tiennent pas compte des contraintes économiques. Un bon exemple est donné par les estimations du potentiel de biomasse-énergie dans le futur dites "ressource-focused" (voir par exemple les études répertoriées par Berndes et al., 2003 comme Fischer et Schrattenholzer, 2001). Sans tenir compte des besoins en capital et en travail que nécessiterait l'exploitation de certaines ressources, ces études ont tendance à surestimer le potentiel de production d'énergie à partir de biomasse.

Face à ce constat, de nouveaux modèles combinant théorie économique et contraintes biophysiques, ont été développés (voir, Brunelle, 2012; Heistermann et al., 2006; Lambin et al., 2000, et section 2.1, p. 79). Avec GLOBIOM (Havlík et al., 2011) et MAgPIE (Lotze-Campen et al., 2008), le modèle Nexus Land-Use s'inscrit dans cette évolution. En tirant des leçons des faiblesses de certains modèles évoquées dans ce chapitre, plusieurs choix structurels ont été faits :

- Les terres sont classées sur une échelle de rendement potentiel appelée classes de terres. La variation de la fertilité des terres cultivées induite par l'expansion agricole est ainsi explicitement prise en compte. Par exemple, lorsqu'une surface de forêt est convertie en culture, cette surface est répartie entre les différentes classes de terres, proportionnellement à la distribution de la forêt sur ces classes.
- Le rendement des cultures est une fonction croissante de l'utilisation d'intrants (engrais, pesticides) inspirée des modèles agronomiques (Brisson et al., 2003; Godard et al., 2008). Plus la quantité d'intrants épanchée par hectare est importante, moins le gain de production par unité d'intrant est grand (rendement marginal décroissant). Cette fonction admet une asymptote horizontale égale au rendement potentiel de la classe de terre.
- Les consommations d'aliments pour animaux sont calculées à l'aide d'un modèle physiologique (Bouwman et al., 2005). Le rapport entre calories consommées et calories

<sup>11</sup>A ce sujet, il est intéressant de lire à la page 173 du rapport SRES, l'encadré 4-2 intitulé "Neutrality" of the SRES Scenarios", dont la première phrase est : "The SRES scenarios are intended to exclude catastrophic futures" (IPCC, 2000).

animales produites a été déterminé en fonction de l'énergie dépensée par les animaux pour le maintien de l'homéostasie, la collecte de nourriture, la production de lait ou d'œufs, un gain moyen quotidien en viande, un effort journalier de traction, etc. Afin de tenir compte des spécificités des différentes filières, la production animale est divisée en trois catégories : monogastriques, ruminants élevés en système extensif et ruminants élevés en système intensif. Le modèle distingue cinq catégories d'aliments pour animaux : aliments "comestibles" (grains, tourteaux, etc.), herbe, fourrages et résidus de culture, produits animaux (petit lait, farines animales, etc.), et déchets.

- Les surfaces de prairies sont déterminées en fonction des besoins des animaux calculés par le modèle physiologique et du rendement d'herbe "consommé" (la quantité d'herbe effectivement pâturée ou récoltée).
- Les productions et les échanges de produits agricoles sont représentés en valeur et en calories. Le prix de la calorie permet de faire le lien entre les contraintes biophysiques qui s'appliquent aux quantités et l'optimisation économique qui s'applique aux valeurs. Le choix de la calorie permet de s'assurer que la consommation de produits agricoles correspond bien aux besoins nutritionnels. Les quantités de protéines ne sont pas calculées, mais les calories animales et végétales sont comptabilisées séparément.
- Le rendement effectif sur chaque classe de terre est déterminé par la minimisation du coût de production d'une calorie végétale. Ce coût tient compte du travail, du capital et du prix des intrants agricoles.
- Inspiré de la théorie Ricardienne, une frontière de production sépare un système extensif d'un système intensif. Le système extensif, situé sur les terres les moins fertiles, est consacré uniquement à l'élevage pastoral, alors que le système intensif, situé sur les terres les plus fertiles, regroupe les autres activités agricoles (culture et reste de l'élevage). Le déplacement de cette frontière de production (qui provoque la conversion de pâtures en cultures ou de cultures en pâtures) dépend du coût de production d'une calorie de ruminants entre les deux systèmes.
- Le commerce international est calculé en fonction des coûts de productions relatifs, permettant de mettre en évidence les effets "cascade" d'une région à l'autre.

Grâce à ces choix de modélisation, le modèle Nexus Land-Use n'utilise pas d'élasticités ou d'autres paramètres implicites pour représenter des phénomènes biophysiques. Par exemple, les équations choisies pour calculer la variation de la fertilité des terres cultivées induite par l'expansion agricole ou la variation du rendement des cultures en fonction de l'utilisation d'intrants tentent de coller aux mécanismes sous-jacents.

Les problèmes liés à l'incertitude et à l'influence de la vision du monde des modélisateurs mis en évidence dans ce chapitre sont difficiles à résoudre. Pour tenter d'y faire face, trois réponses ont été trouvées. Premièrement, le fonctionnement du modèle a été décrit en détail (chapitre 2). De nombreux modèles sont des boîtes noires, or si les hypothèses choisies et les conséquences de ces choix sur les résultats étaient présentées clairement, il serait plus facile de déceler l'origine de la disparité des résultats des différents modèles. Si cette pratique était généralisée, les hypothèses arbitraires apparaîtraient clairement.

Deuxièmement, bien qu'il ne soit pas possible d'estimer la précision des résultats d'un modèle économique comme on peut le faire en physique, il est instructif de tester l'influence des paramètres dont la valeur est incertaine. Dans le même registre, calculer l'incidence des données d'entrées utilisées pour calibrer le modèle sur les résultats peut donner une idée de l'incertitude associée à ces données. Grâce à sa rapidité d'exécution, le modèle Nexus Land-Use se prête bien aux analyses de sensibilité que ce soit sur les paramètres ou les données de calibrage (chapitre 3).

Enfin, nous avons remarqué avec étonnement qu'une faible part des équipes de modélisateurs ont publié une évaluation des performances de leur modèle d'usage des sols dans le passé. Bien qu'évaluer la précision d'un modèle économique sur le passé ne permette pas de connaître sa précision dans le futur, connaître ses faiblesses dans le passé permet d'avoir des idées sur ses faiblesses dans le futur (chapitre 3).

# Bibliographie

- ADEME, BIOIS, 2008. Elaboration d'un référentiel méthodologique pour la réalisation d'analyses de cycle de vie appliquées aux biocarburants de première génération en France. Tech. rep.  
URL <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=54210&p1=00&p2=08&ref=17597>
- ADEME, BIOIS, 2010. Analyses de cycle de vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France. Tech. rep.  
URL <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?sort=-1&cid=96&m=3&id=70535&ref=&nocache=yes&p1=111>
- ADEME, DIREM, Ecobilan, PricewaterhouseCoopers, 2002. Bilans énergétiques et gaz à effet de serre des filières de production de biocarburants en France. note de synthèse, agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Tech. rep.  
URL [www.uclm.es/area/amf/Antoine/Fusion/Informe\\_ADEME\\_fr.pdf](http://www.uclm.es/area/amf/Antoine/Fusion/Informe_ADEME_fr.pdf)
- Alcott, B., 2005. Jevons' paradox. *Ecological Economics* 54 (1), 9–21.  
URL [www.blakealcott.org/pdf/sdarticle.pdf](http://www.blakealcott.org/pdf/sdarticle.pdf)
- Alexandratos, N., Bruinsma, J., 2012. World agriculture towards 2030/2050. the 2012 revision. Tech. rep., FAO, ESA Working paper No. 12-03.  
URL [http://typo3.fao.org/fileadmin/templates/esa/Global\\_perspectives/world\\_ag\\_2030\\_50\\_2012\\_rev.pdf](http://typo3.fao.org/fileadmin/templates/esa/Global_perspectives/world_ag_2030_50_2012_rev.pdf)
- Alston, J. M., Beddow, J. M., Pardey, P. G., 2009. Agricultural research, productivity, and food prices in the long run. *Science* 325 (5945), 1209–1210.  
URL [http://www.bae.uky.edu/ncera180/Ag%20research\\_prices\\_science.pdf](http://www.bae.uky.edu/ncera180/Ag%20research_prices_science.pdf)
- Alternatives Sud (Ed.), 2011. Agrocaburants : impacts au Sud ? Éditions Syllepse.
- Alves, F., 2011. Pourquoi les coupeurs de canne à sucre brésiliens meurent-ils ? In : Alternatives Sud (2011), pp. 127–137.
- Anseeuw, W., Boche, M., Breu, T., Giger, M., Lay, J., Messerli, P., Nolte, K., Apr. 2012. Transnational land deals for agriculture in the Global South : analytical report based on the land matrix database. Tech. rep., CDE/CIRAD/GIGA, Bern/Montpellier/Hamburg.  
URL [landportal.info/landmatrix/media/img/analytical-report.pdf](http://landportal.info/landmatrix/media/img/analytical-report.pdf)
- Ariza-Montobbio, P., Lele, S., 2010. Jatropha plantations for biodiesel in Tamil Nadu, India : Viability, livelihood trade-offs, and latent conflict. *Ecological Economics* 70 (2), 189–195.  
URL [http://atree.org/sites/default/files/articles/lele\\_jat\\_2010.pdf](http://atree.org/sites/default/files/articles/lele_jat_2010.pdf)



- Ariza-Montobbio, P., Lele, S., Kallis, G., Martinez-Alier, J., 2011. Écologie politique du jatropha pour le biodiesel dans le tamil nadu en inde. In : Alternatives Sud (2011), pp. 33–55.
- Ashworth, K., Wild, O., Hewitt, C. N., 2003. Impacts of biofuel cultivation on mortality and crop yields. *Nature Clim. Change*.  
URL <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1788>
- Axelsson, L., Franzén, M., 2010. Performance of jatropha biodiesel production and its environmental and socio-economic impacts - a case study in southern india. Tech. rep., Department of Energy and Environment, Chalmers University of Technology.  
URL <http://publications.lib.chalmers.se/publication/136377>
- Bauen, A., Berndes, G., Junginger, M., Londo, M., Vuille, F., 2009. Bioenergy - a sustainable and reliable energy source. a review of status and prospects. Tech. rep., International Energy Agency.  
URL [http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/0912\\_IEA\\_Bioenergy\\_-\\_MAIN\\_REPORT\\_-\\_Bioenergy\\_-\\_a\\_sustainable\\_and\\_reliable\\_energy\\_source.\\_A\\_review\\_of\\_status\\_and\\_prospects.pdf](http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/0912_IEA_Bioenergy_-_MAIN_REPORT_-_Bioenergy_-_a_sustainable_and_reliable_energy_source._A_review_of_status_and_prospects.pdf)
- Benoist, A., 2009. Éléments d'adaptation de la méthodologie d'analyse de cycle de vie aux carburants végétaux : cas de la première génération. Ph.D. thesis, École des Mines de Paris, France.  
URL [http://pastel.archives-ouvertes.fr/docs/00/50/14/30/PDF/These\\_Benoist.pdf](http://pastel.archives-ouvertes.fr/docs/00/50/14/30/PDF/These_Benoist.pdf)
- Berndes, G., Hoogwijk, M., van den Broek, R., 2003. The contribution of biomass in the future global energy supply : a review of 17 studies. *Biomass and Bioenergy* 25 (1), 1–28.  
URL <http://nws.chem.uu.nl/publica/Publicaties2003/E2003-40.pdf>
- BiofuelsB2B, 2012. Conversion factors. Last access 30/11/2012.  
URL [http://www.biofuelsb2b.com/useful\\_info.php?page=Energ](http://www.biofuelsb2b.com/useful_info.php?page=Energ)
- Birega, G., Botto, Y., 2011. Éthiopie : le développement des agrocarburants dans le wolaita. In : Alternatives Sud (2011), pp. 91–99.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., 2009. Crop residue removal impacts on soil productivity and environmental quality. *Critical Reviews in Plant Sciences* 28 (3), 139–163.  
URL <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07352680902776507>
- Boddey, R. M., Soares, L. H. d. B., Alves, B. J., Urquiaga, S., 2008. Bio-ethanol production in Brazil. In : Pimentel (2008), pp. 321–356.  
URL [http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0\\_13](http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0_13)
- Bourguignon, C., Bourguignon, L., 1991. Le sol, la terre et les champs. Sang de la terre.
- Bouwman, A., der Hoek, K. V., Eickhout, B., Soenario, I., 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. *Agricultural Systems* 84 (2), 121–153.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T3W-4D1R2W8-1/2/03e2156d5e708f1dd8a94eded7badddc>
- BP, 2012. British petroleum : Statistical review of world energy. Accessed online 2012-10-03.  
URL [www.bp.com/statisticalreview](http://www.bp.com/statisticalreview)

- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi re, F., Cabidoche, Y. M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J. P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model. *European Journal of Agronomy* 18 (3-4), 309–332, modelling Cropping Systems : Science, Software and Applications.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T67-47FDS23-9/2/68a5238dac2706f8b1b634744dc9fb54>
- Brisson, N., Gate, P., Gouache, D., Charmet, G., Oury, F.-X., Huard, F., 2010. Why are wheat yields stagnating in Europe ? a comprehensive data analysis for France. *Field Crops Research* 119 (1), 201–212.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429010001929>
- Brunelle, T., Jul. 2012. The impact of global drivers on agriculture and land-use. Phd thesis, ABIES AgroParisTech.
- Bureau, J.-C., Disdier, A.-C., Gauroy, C., Tréguer, D., 2010. A quantitative assessment of the determinants of the net energy value of biofuels. *Energy Policy* 38 (5), 2282–2290.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421509009549>
- Bureau, J.-C., Valin, H., 2013. EU biofuel policies : impact on agricultural markets. German marshall Fund Study, Ch. 7,   paraître.
- Cai, X., Zhang, X., Wang, D., 2011. Land availability for biofuel production. *Environmental Science and Technology* 45 (1), 334–339.  
URL [http://pegasus.cc.ucf.edu/~diwang/publications/Cai\\_EST2011.pdf](http://pegasus.cc.ucf.edu/~diwang/publications/Cai_EST2011.pdf)
- Cassman, K. G., 1999. Ecological intensification of cereal production systems : Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96 (11), 5952–5959.  
URL <http://www.pnas.org/content/96/11/5952.abstract>
- CGDD, 2012. Chiffres clés de l’énergie. Tech. rep., Commissariat général au développement durable.  
URL [http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits\\_editoriaux/Publications/Reperes/2012/reperes-chiffres-cles-energie-2012.pdf](http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Reperes/2012/reperes-chiffres-cles-energie-2012.pdf)
- Chavanne, X., Frangi, J.-P., 2007. De la détermination du rendement des filières énergétiques. *Comptes Rendus Geoscience* 339 (8), 519–535.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1631071307001435>
- Chavanne, X., Frangi, J.-P., 2008. Le rendement énergétique de la production d’éthanol   partir de ma s. *Comptes Rendus Geoscience* 340 (5), 263–287.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1631071308000321>
- Chavanne, X., Frangi, J.-P., 2011a. Comparison of the energy efficiency to produce agroethanol between various industries and processes : Synthesis. *Biomass and Bioenergy* 35 (7), 2737–2754.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953411001577>
- Chavanne, X., Frangi, J.-P., 2011b. Comparison of the energy efficiency to produce agroethanol between various industries and processes : The transport stage. *Biomass and Bioenergy* 35 (9), 4075–4091.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953411003941>

- Chum, H., Faaij, A., Moreira, J., Berndes, G., Dhamija, P., Dong, H., Gabrielle, B., Eng, A. G., Lucht, W., Mapako, M., Cerutti, O. M., McIntyre, T., Minowa, T., Pingoud, K., 2011. Bioenergy. In : Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S., von Stechow, C. (Eds.), Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge University Press, Ch. 2, pp. 209–331.  
URL <http://srren.ipcc-wg3.de/report>
- Collectif d'ONG, 2008. Dossier complémentaire de la campagne : Agrocultures ça nourrit pas son monde ! Tech. rep.  
URL <http://www.agrocarb.fr/data/File/dossier-complementaire.pdf>
- Commission européenne, 2012. Nouvelle proposition de la commission pour réduire les effets climatiques de la production de biocarburants.  
URL [http://europa.eu/rapid/press-release\\_IP-12-1112\\_fr.htm](http://europa.eu/rapid/press-release_IP-12-1112_fr.htm)
- Connor, D., Hernandez, C., 2009. Crops for biofuel : Current status and prospects for the future. In : Howarth et Bringezu (2009), Ch. 4, pp. 65–80.  
URL [http://www.eeb.cornell.edu/howarth/SCOPEBiofuels\\_home.html](http://www.eeb.cornell.edu/howarth/SCOPEBiofuels_home.html)
- Cour des Comptes, Jan. 2012. La politique d'aide aux biocarburants. Tech. rep.  
URL <http://www.ccomptes.fr/Publications/Publications/La-politique-d-aide-aux-biocarburents>
- Crutzen, P. J., Mosier, A. R., Smith, K. A., Winiwarter, W., 2008. N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8 (2), 389–395.  
URL <http://www.atmos-chem-phys.net/8/389/2008/>
- Davidson, E., 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geoscience* 2 (9), 659–662.  
URL <http://www.nature.com/doi/10.1038/ngeo608>
- De Cara, S., Goussebaïle, A., Grateau, R., Levert, F., Quemener, J., Vermont, B., Bureau, J., Gabrielle, B., Gohin, A., Bispo, A., mars 2012. Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants. Tech. rep., ADEME.  
URL <https://www.inra.fr/content/download/34439/413157/version/1/file/Rapport-1.pdf>
- Defries, R. S., Rudel, T., Uriarte, M., Hansen, M., Mar. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* 3, 178–181.
- Deininger, K., Byerlee, D., Lindsay, J., Norton, A., Selod, H., Stickler, M., 2010. Rising global interest in farmland : Can it yield sustainable and equitable benefits ? Tech. rep., World Bank.  
URL <http://hdl.handle.net/10986/2263>
- Devendra, C., Sevilla, C., 2002. Availability and use of feed resources in crop-animal systems in asia. *Agricultural Systems* 71 (1-2), 59–73.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X01000361>

- Dias De Oliveira, M., 2008. Sugarcane and ethanol production and carbon dioxide balances. In : Pimentel (2008), pp. 215–230.  
URL [http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0\\_9](http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0_9)
- Disdier, A.-C., Bureau, J.-C., Gauroy, C., Porcher, V., Tréguer, D., Mar. 2010. Determinants of the net energy value of biofuels : Is science mandated? Presentation at the Journée "Economie et biocarburants" UMR Economie Publique, INRA-AgroParisTech.  
URL [http://www.inra.fr/sae2/vie/animations/eco-biocarburants/S1-3-Disdier\\_Biofuel-NEV-1.pdf](http://www.inra.fr/sae2/vie/animations/eco-biocarburants/S1-3-Disdier_Biofuel-NEV-1.pdf)
- Döös, B. R., 2002. Population growth and loss of arable land. *Global Environmental Change* 12 (4), 303–311.  
URL <http://doos.misu.su.se/bo/globenv2002.pdf>
- Dorin, B., 2011. The world food economy : A retrospective overview. In : Paillard et al. (2011), Ch. 3, pp. 55–76.
- Dorin, B., Gitz, V., 2008. Écobilans de biocarburants : une revue des controverses. *Natures Sciences Sociétés* 16, 337–347.  
URL [www.cairn.info/revue-natures-sciences-societes-2008-4-page-337.htm](http://www.cairn.info/revue-natures-sciences-societes-2008-4-page-337.htm)
- Dorin, B., Le Cotty, T., 2011. Agribiom : A tool for scenario-building and hybrid modelling. In : Paillard et al. (2011), pp. 25–54.
- Dupuy, J.-P., 1975. Á la recherche du temps gagné. In : Illich (2008), p. 7.
- Enerdata, 2013. Global energy data. (last access : 26 February 2013).  
URL <http://services.enerdata.net/>
- Erb, K.-H., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C., Steinberger, J. K., Müller, C., Bondeau, A., Waha, K., Pollack, G., 2009. Eating the planet : Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely, a scoping study. Tech. rep., Institute of Social Ecology, IFF - Faculty for Interdisciplinary Studies (Klagenfurt, Graz, Vienna) Klagenfurt University, Vienna.  
URL [http://www.uni-klu.ac.at/socec/downloads/WP116\\_WEB.pdf](http://www.uni-klu.ac.at/socec/downloads/WP116_WEB.pdf)
- EUROSTAT, 2013. Office statistique de l'union européenne. (last access : 26 February 2013).  
URL <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>
- FAO, 2013. Food and agriculture organisation of the united nations : Statistical database. (last access : 6 Mars 2013).  
URL <http://faostat.fao.org/>
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319 (5867), 1235–1238.  
URL <http://www.sciencemag.org/content/319/5867/1235.abstract>
- Farrell, A. E., Plevin, R. J., Turner, B. T., Jones, A. D., O'Hare, M., Kammen, D. M., 2006. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science* 311 (5760), 506–508.  
URL <http://www.bae.uky.edu/montross/bae%20506/farrell.pdf>
- Fig, D., 2011. Agrocarburants au mozambique : entre espoirs et déboires. In : *Alternatives Sud* (2011), pp. 77–90.

- Fischer, G., Schrattenholzer, L., 2001. Global bioenergy potentials through 2050. *Biomass and Bioenergy* 20 (3), 151–159.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096195340000074X>
- Fischer, G., Shah, M., 2010. Farmland investments and food security : Statistical annex. Tech. rep., IIASA.  
URL [http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2011/09/09/000386194\\_20110909014150/Rendered/PDF/644450WP00publ00Security0BOX361537B.pdf](http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2011/09/09/000386194_20110909014150/Rendered/PDF/644450WP00publ00Security0BOX361537B.pdf)
- Fischer, G., van Velthuisen, H., Shah, M., Nachtergaele, F., 2002. Global agro-ecological assessment for agriculture in the 21st century : Methodology and results. Tech. rep., International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).  
URL <http://www.iiasa.ac.at/Admin/PUB/Documents/RR-02-002.pdf>
- Friedlingstein, P., Houghton, R. A., Marland, G., Hackler, J., Boden, T. A., Conway, T. J., Canadell, J. G., Raupach, M. R., Ciais, P., Le Quere, C., 2010. Update on CO<sub>2</sub> emissions. *Nature Geoscience* 3 (12), 811–812.  
URL <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo1022>
- Fritz, S., See, L., van der Velde, M., Nalepa, R. A., Perger, C., Schill, C., McCallum, I., Schepaschenko, D., Kraxner, F., Cai, X., Zhang, X., Ortner, S., Hazarika, R., Cipriani, A., Di Bella, C., Rabia, A. H., Garcia, A., Vakolyuk, M., Singha, K., Beget, M. E., Erasm, S., Albrecht, F., Shaw, B., Obersteiner, M., 2013. Downgrading recent estimates of land available for biofuel production. *Environmental Science and Technology* 47 (3), 1688–1694.  
URL <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es303141h>
- Galdos, M. V., Cerri, C. C., Lal, R., Bernoux, M., Feigl, B., Cerri, C. E. P., 2010. Net greenhouse gas fluxes in brazilian ethanol production systems. *GCB Bioenergy* 2 (1), 37–44.  
URL <http://controverses.sciences-po.fr/climatewiki/images/0/09/ExampleDoc.pdf>
- Geist, H., Lambin, E. F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*.  
URL [http://research.eeescience.utoledo.edu/lees/papers\\_PDF/02\\_February\\_Article\\_Geist\\_.pdf](http://research.eeescience.utoledo.edu/lees/papers_PDF/02_February_Article_Geist_.pdf)
- Gerasimchuk, I., Koh, P. Y., 2013. The EU biofuel policy and palm oil : Cutting subsidies or cutting rainforest? Tech. rep., International Institute for Sustainable Development and Global Subsidies Initiative.  
URL <http://www.iisd.org/gsi/biofuel-subsidies/the-EU-biofuel-policy-and-palm-oil-2013>
- Giampietro, M., Mayumi, K., 2008. Complex systems thinking and renewable energy systems. In : Pimentel (2008), pp. 173–213.  
URL [http://web.natur.cuni.cz/fyziol5/kfrserver/gztu/pdf/GIAMPIETRO\\_MAYUMI\\_RenewableEnergySystems\\_2008.pdf](http://web.natur.cuni.cz/fyziol5/kfrserver/gztu/pdf/GIAMPIETRO_MAYUMI_RenewableEnergySystems_2008.pdf)
- Giampietro, M., Mayumi, K., 2009. *The Biofuel Delusion : The Fallacy of Large-Scale Agro-Biofuel Production*. Earthscan, London.

- Gibbs, H. K., Johnston, M., Foley, J. A., Holloway, T., Monfreda, C., Ramankutty, N., Zaks, D., 2008. Carbon payback times for crop-based biofuel expansion in the tropics : the effects of changing yield and technology. *Environmental Research Letters* 3 (3), 034001.  
URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/3/i=3/a=034001>
- GICC, 2011. Synthèse du séminaire du 23 novembre 2011.  
URL [http://www.gip-ecofor.org/doc/drupal/gicc/Synthese\\_Scenarios\\_V2.pdf](http://www.gip-ecofor.org/doc/drupal/gicc/Synthese_Scenarios_V2.pdf)
- GIEC, 2007. Bilan 2007 des changements climatiques. contribution des groupes de travail i, ii et iii au quatrième rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. rapport de synthèse. Tech. rep., GIEC.  
URL [http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4\\_syr\\_fr.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_fr.pdf)
- Gitz, V., 2004. Usage des terres et politiques climatiques globales. Thèse de doctorat, École nationale du génie rural et des eaux et forêts, Paris.
- Gitz, V., Ciais, P., 2003. Amplifying effects of land-use change on atmospheric CO<sub>2</sub> levels. *Global Biogeochemical Cycles* 17 (1, 1024), 24–1 – 24–15.
- Godard, C., Roger-Estrade, J., Jayet, P., Brisson, N., Bas, C. L., 2008. Use of available information at a european level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. *Agricultural Systems* 97 (1-2), 68–82.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T3W-4RTCPWD-1/2/d816a62a1f01b9b495489c0f790f18fc>
- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S. M., Toulmin, C., 2010. Food security : The challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327 (5967), 812–818.  
URL <http://www.sciencemag.org/content/327/5967/812.abstract>
- Graboski, M. S., 2002. Fossil energy use in the manufacture of corn ethanol. Tech. rep., Colorado School of Mines, prepared for the National Corn Growers Association.  
URL [www.oregon.gov/energy/RENEW/Biomass/docs/FORUM/FossilEnergyUse.pdf](http://www.oregon.gov/energy/RENEW/Biomass/docs/FORUM/FossilEnergyUse.pdf)
- Grainger, A., 2008. Difficulties in tracking the long-term global trend in tropical forest area. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (2), 818–823.  
URL <http://www.pnas.org/content/105/2/818.abstract>
- Grainger, A., 2009. Measuring the planet to fill terrestrial data gaps. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (49), 20557–20558.  
URL <http://www.pnas.org/content/106/49/20557.short>
- Guo, L. B., Gifford, R. M., 2002. Soil carbon stocks and land use change : a meta analysis. *Global Change Biology* 8 (4), 345–360.  
URL <http://dx.doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Haberl, H., Beringer, T., Bhattacharya, S., Erb, K., Hoogwijk, M., 2010. The global technical potential of bio-energy in 2050 considering sustainability constraints. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2 (5), 394–403.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343510001132>
- Hall, K. D., Guo, J., Dore, M., Chow, C. C., 11 2009. The progressive increase of food waste in america and its environmental impact. *PLoS ONE* 4 (11).  
URL <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0007940>

- Havlík, P., Schneider, U. A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., Aoki, K., Cara, S. D., Kindermann, G., Kraxner, F., Leduc, S., McCallum, I., Mosnier, A., Sauer, T., Obersteiner, M., Oct. 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy* 39 (10), 5690–5702.
- Heistermann, M., Müller, C., Ronneberger, K., 2006. Land in sight ? achievements, deficits and potentials of continental to global scale land-use modeling. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114 (2), 141–158.
- Héran, F., 2009. Á propos de la vitesse généralisée des transports. un concept d’ivan illich revisité. *Revue d’économie Régionale et Urbaine* 3, 449–470.  
URL <http://dx.doi.org/10.3917/reru.093.0449>
- Herrero, M., Thornton, P., Kruska, R., Reid, R., 2008. Systems dynamics and the spatial distribution of methane emissions from african domestic ruminants to 2030. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126 (1-2), 122–137.  
URL [http://startinternational.org/library/archive/files/spatial\\_distrib\\_methane\\_afr\\_ruminants\\_2030\\_agecosystemenv2008\\_e7e27bba8e.pdf](http://startinternational.org/library/archive/files/spatial_distrib_methane_afr_ruminants_2030_agecosystemenv2008_e7e27bba8e.pdf)
- Hoogwijk, M., Faaij, A., Eickhout, B., de Vries, B., Turkenburg, W., 2005. Potential of biomass energy out to 2100, for four ipcc sres land-use scenarios. *Biomass and Bioenergy* 29 (4), 225–257.  
URL [http://www.nbiz.nl/ciep/events/20090629/Faaij\\_IMAGE%20biopotentials%20A%20BB%20article.pdf](http://www.nbiz.nl/ciep/events/20090629/Faaij_IMAGE%20biopotentials%20A%20BB%20article.pdf)
- Howarth, R., Bringezu, S., 2009. Biofuels : environmental consequences and interactions with changing land use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, Gummersbach, Germany.  
URL [http://www.eeb.cornell.edu/howarth/SCOPEBiofuels\\_home.html](http://www.eeb.cornell.edu/howarth/SCOPEBiofuels_home.html)
- Hurt, G., Chini, L., Frohling, S., Betts, R., Feddema, J., Fischer, G., Fisk, J., Hibbard, K., Houghton, R., Janetos, A., Jones, C., Kindermann, G., Kinoshita, T., Klein Goldewijk, K., Riahi, K., Shevliakova, E., Smith, S., Stehfest, E., Thomson, A., Thornton, P., Vuuren, D., Wang, Y., 2011. Harmonization of land-use scenarios for the period 1500-2100 : 600 years of global gridded annual land-use transitions, wood harvest, and resulting secondary lands. *Climatic Change* 109 (1-2), 117–161.  
URL <http://www.whrc.org/resources/publications/pdf/HurtetalClimChange.11.pdf>
- IEA, 2012. Key world energy statistics. Tech. rep., International Energy Agency.  
URL <http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/kwes.pdf>
- Illich, I., 1973. Énergie et équité. In : Illich (2008), p. 50.
- Illich, I., 2008. Œuvres complètes, volume 1. Fayard.
- INSEE, 2013. Institut national de la statistique et des études économiques. (last access : 6 Mars 2013).  
URL <http://www.insee.fr>
- IPCC, 2000. Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge University Press.  
URL <http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/emission/index.htm>

- Johnston, M., Foley, J. A., Holloway, T., Kucharik, C., Monfreda, C., 2009. Resetting global expectations from agricultural biofuels. *Environmental Research Letters* 4 (1), 014004.  
URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/4/i=1/a=014004>
- Jung, A., Dörrenberg, P., Rauch, A., Thöne, M., et al., 2010. Biofuels : at what cost? government support for ethanol and biodiesel in the european union - 2010 update. Tech. rep., International Institute for Sustainable Development.  
URL [http://www.iisd.org/gsi/sites/default/files/bf\\_eunion\\_2010update.pdf](http://www.iisd.org/gsi/sites/default/files/bf_eunion_2010update.pdf)
- Kant, P., Wu, S., 2011. The extraordinary collapse of jatropha as a global biofuel. *Environmental Science and Technology-Columbus* 45 (17), 7114.  
URL <http://xa.yimg.com/kq/groups/20674633/1588303110/name/the+extra+ordinary+collapse+of+jatropha+as+a+global+biofuels.pdf>
- Koning, N., van Ittersum, M. K., 2009. Will the world have enough to eat? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1 (1), 77–82.  
URL <http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/Will%20the%20world%20have%20enough%20to%20eat.pdf>
- Koplow, D., Steenblik, R., 2008. Subsidies to ethanol in the united states. In : Pimentel (2008), pp. 79–108.  
URL [http://www.earthtrack.net/files/Biofuels2008\\_Pimentel%20Chapter.pdf](http://www.earthtrack.net/files/Biofuels2008_Pimentel%20Chapter.pdf)
- Krinner, G., Viovy, N., de Noblet-Ducoudré, N., Ogée, J., Polcher, J., Friedlingstein, P., Ciais, P., Sitch, S., Prentice, I. C., 2005. A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles* 19 (GB1015).  
URL [ftp://nacp.ornl.gov/synthesis/2008/firenze/continental/model\\_output/ORCHIDEE/references/krinner\\_etal\\_2005GBC.pdf](ftp://nacp.ornl.gov/synthesis/2008/firenze/continental/model_output/ORCHIDEE/references/krinner_etal_2005GBC.pdf)
- Kutas, G., Lindberg, C., Steenblik, R., 2007. Biofuels : at what cost? government support for ethanol and biodiesel in the european union. Tech. rep., International Institute for Sustainable Development.  
URL [http://www.iisd.org/gsi/sites/default/files/subsidies\\_to\\_biofuels\\_in\\_the\\_eu\\_final.pdf](http://www.iisd.org/gsi/sites/default/files/subsidies_to_biofuels_in_the_eu_final.pdf)
- Labbouz, B., 2013. Sécurité alimentaire et futurs de l'agriculture mondiale - comprendre un forum prospectif international en émergence et réfléchir aux façons d'y intervenir. Thèse de doctorat, ABIES AgroParisTech - École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, à paraître.
- Laborde, D., 2011. Assessing the land use change consequences of european biofuel policies. Tech. rep., IFPRI, final Report prepared for the European Commission DG Trade.  
URL <http://trade.ec.europa.eu/doclib/html/148289.htm>
- Laborde, D., Valin, H., 2012. Modeling land-use changes in a global cge : Assessing the eu biofuel mandates with the mirage-biof model. *Climate Change Economics* 03 (03), 1250017.  
URL <http://www.worldscientific.com/doi/abs/10.1142/S2010007812500170>
- Lal, R., 2005. World crop residues production and implications of its use as a biofuel. *Environment International* 31 (4), 575–584.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412004001564>



- Lal, R., Pimentel, D., 2007. Biofuels from crop residues. *Soil and Tillage Research* 93 (2), 237–238.  
URL <http://tinread.usb.md:8888/tinread/fulltext/lal/biofuels.pdf>
- Lambin, E., Rounsevell, M., Geist, H., 2000. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82 (1-3), 321–331.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880900002358>
- Lambin, E. F., Geist, H. J., Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28 (1), 205–241.  
URL [http://www.edb.ups-tlse.fr/equipe2/lounes/PDF\\_Mada\\_2011/02\\_2003\\_ARER\\_Lambin.pdf](http://www.edb.ups-tlse.fr/equipe2/lounes/PDF_Mada_2011/02_2003_ARER_Lambin.pdf)
- Lambin, E. F., Meyfroidt, P., 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108 (9), 3465–3472.  
URL <http://environmentportal.in/files/Global%20land%20use.pdf>
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., et al., 2001. The causes of land-use and land-cover change : moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11 (4), 261–269.  
URL [www.public.asu.edu/~bturner4/MovingBeyondMyths.pdf](http://www.public.asu.edu/~bturner4/MovingBeyondMyths.pdf)
- Lapola, D. M., Schaldach, R., Alcamo, J., Bondeau, A., Koch, J., Koelking, C., Priess, J. A., 2010. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (8), 3388–3393.  
URL <http://www.pnas.org/content/107/8/3388.abstract>
- Lepers, E., Lambin, E. F., Janetos, A. C., DeFries, R., Achard, F., Ramankutty, N., Scholes, R. J., 2005. A synthesis of information on rapid land-cover change for the period 1981–2000. *BioScience* 55 (2), 115–124.  
URL <http://www.sage.wisc.edu/pubs/articles/F-L/Lepers/Lepers2005Bioscience.pdf>
- Lewis, K., Oct. 2012. Commission proposes cap on biofuels production. Tech. rep., Dods Parliamentary Communications.  
URL <http://www.theparliament.com/latest-news/article/newsarticle/commission-on-proposes-cap-on-biofuels-production/#.USNFZ2tj374>
- Licker, R., Johnston, M., Foley, J. A., Barford, C., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Ramankutty, N., 2010. Mind the gap : how do climate and agricultural management explain the "yield gap" of croplands around the world? *Global Ecology and Biogeography* 19 (6), 769–782.  
URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00563.x>
- Lotze-Campen, H., Müller, C., Bondeau, A., Rost, S., Popp, A., Lucht, W., 2008. Global food demand, productivity growth, and the scarcity of land and water resources : a spatially explicit mathematical programming approach. *Agricultural Economics* 39 (3), 325–338.  
URL <http://econpapers.repec.org/RePEc:bla:agecon:v:39:y:2008:i:3:p:325-338>

- Masui, T., Matsumoto, K., Hijioka, Y., Kinoshita, T., Nozawa, T., Ishiwatari, S., Kato, E., Shukla, P., Yamagata, Y., Kainuma, M., 2011. An emission pathway for stabilization at 6 w/m<sup>2</sup> radiative forcing. *Climatic Change* 109 (1-2), 59–76.  
URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0150-5>
- McMahon, K., 2010. Buying bills : How the biofuels industry influences congress to waste your taxpayer dollars. Tech. rep., Friends of the Earth.  
URL <http://libcloud.s3.amazonaws.com/93/f3/5/513/BiofuelsReportWeb.pdf>
- MDRGF, 2012. Dossier pesticides.  
URL <http://www.mdrgf.org/2sommpestos.html>
- Melillo, J. M., Reilly, J. M., Kicklighter, D. W., Gurgel, A. C., Cronin, T. W., Paltsev, S., Felzer, B. S., Wang, X., Sokolov, A. P., Schlosser, C. A., 2009. Indirect emissions from biofuels : How important ? *Science* 326 (5958), 1397–1399.  
URL [http://globalchange.mit.edu/hold/restricted/MITJPSPGC\\_Reprint09-20.pdf](http://globalchange.mit.edu/hold/restricted/MITJPSPGC_Reprint09-20.pdf)
- Menichetti, E., Otto, M., 2009. Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a lifecycle perspective. In : Howarth et Bringezu (2009), pp. 22–25, 22–25.  
URL [http://www.eeb.cornell.edu/howarth/SCOPEBiofuels\\_home.html](http://www.eeb.cornell.edu/howarth/SCOPEBiofuels_home.html)
- Mittal, S., 2008. Demand-supply trends and projections of food in india. working paper no. 209. Tech. rep., Indian Council for Research on International Economic Relations, (projections made as an input into the Report of the Working Group for the Eleventh Five Year Plan (2007-12) on Crop Husbandry, Agricultural Inputs, Demand and Supply Projections and Agricultural Statistics).  
URL [www.icrier.org/pdf/Working%20Paper%20209.pdf](http://www.icrier.org/pdf/Working%20Paper%20209.pdf)
- Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., van Vuuren, D. P., Carter, T. R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G. A., Mitchell, J. F. B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S. J., Stouffer, R. J., Thomson, A. M., Weyant, J. P., Wilbanks, T. J., 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463, 744–756.  
URL <http://dx.doi.org/10.1038/nature08823>
- Murphy, D. J. R., Hall, C. A. S., 2010. Year in review - eroi or energy return on (energy) invested. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1185 (1), 102–118.  
URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.05282.x>
- Paillard, S., Treyer, S., Dorin, B. (Eds.), 2011. Agrimonde, Scenarios and Challenges for Feeding the World in 2050. Quae, Versailles.
- Partners, S., 2012. Biocarburants : une proposition d'amendement fait peser le doute sur l'avenir des filières. Tech. rep., Sia Partners.  
URL <http://energie.sia-partners.com/20121126/biocarburants-une-proposition-damendement-fait-peser-le-doute-sur-lavenir-des-filieres/>
- Pielke Sr., R. A., Adegoke, J. O., Chase, T. N., Marshall, C. H., Matsui, T., Niyogi, D., 2007. A new paradigm for assessing the role of agriculture in the climate system and in climate change. *Agricultural and Forest Meteorology* 142 (2-4), 234–254.  
URL <http://landsurface.itap.purdue.edu/publications-protected/J47.pdf>

- Pimentel, D. (Ed.), 2008. Biofuels, solar and wind as renewable energy systems : benefits and risks. Springer Netherlands.
- Pimentel, D., Patzek, T. W., 2005. Ethanol production using corn, switchgrass, and wood ; biodiesel production using soybean and sunflower. *Natural Resources Research* 14 (1), 65–76.  
URL <http://dx.doi.org/10.1007/s11053-005-4679-8>
- Pimentel, D., Patzek, T. W., 2008. Ethanol production : Energy and economic issues related to U.S. and Brazilian sugarcane. In : Pimentel (2008), pp. 357–371.  
URL [http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0\\_14](http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0_14)
- Plevin, R. J., Hare, M. O., Jones, A. D., Torn, M. S., Gibbs, H. K., 2010. Greenhouse gas emissions from biofuels' indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated. *Environmental Science and Technology* 44 (21), 8015–8021.  
URL <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es101946t>
- Pretty, J. N., Noble, A. D., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R. E., Penning de Vries, F. W. T., Morison, J. I. L., 2006. Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environmental Science and Technology* 40 (4), 1114–1119.  
URL <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es051670d>
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., Foley, J. A., 2008. Farming the planet : 1. geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22.  
URL <http://dx.doi.org/10.1029/2007GB002952>
- Ramankutty, N., Foley, J. A., 1999. Estimating historical changes in global land cover : croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13 (4), 997–1027.  
URL [www.sage.wisc.edu/pubs/articles/M-Z/Ramankutty/Raman1999GBC.pdf](http://www.sage.wisc.edu/pubs/articles/M-Z/Ramankutty/Raman1999GBC.pdf)
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., Kindermann, G., Nakicenovic, N., Rafaj, P., 2011. Rcp 8.5 - a scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change* 109 (1-2), 33–57.  
URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>
- Righelato, R., Spracklen, D. V., 2007. Carbon mitigation by biofuels or by saving and restoring forests? *Science* 317 (5840), 902.  
URL [files.eesi.org/righelato\\_spracklen\\_science\\_2007.pdf](http://files.eesi.org/righelato_spracklen_science_2007.pdf)
- Rose, S. K., Ahammad, H., Eickhout, B., Fisher, B., Kurosawa, A., Rao, S., Riahi, K., van Vuuren, D. P., 2012. Land-based mitigation in climate stabilization. *Energy Economics* 34 (1), 365–380.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140988311001265>
- Roudart, L., 2010. Terres cultivables non cultivées : des disponibilités suffisantes pour la sécurité alimentaire durable de l'humanité. Tech. rep., Centre d'études et de prospective, Ministère de l'agriculture.  
URL <http://agriculture.gouv.fr/terres-cultivees-terres,13173>
- Sadones, P., avril 2010a. Bilans énergétiques et environnementaux des agrocarburants : commentaires de l'association eden sur le rapport final de bio intelligence service.  
URL <http://www.espoir-rural.fr/images/stories/section/commentaires%20eden%20sur%20le%20rapport%20final%20de%201%5c%27e%9tude%20ademe-bio%20is%20%282%291.doc>

- Sadones, P., janvier 2010b. Xavier Beulin et le diester : Petite histoire d'une grosse arnaque.  
URL <http://www.calameo.com/books/0014211366f80053a6a35>
- Sadones, P., avril 2012a. Agrocarburants : la dernière bataille ?  
URL [http://gers.confederationpaysanne.fr/images/imagesFCK/file/2012/autre/agrocarburants\\_la\\_derniere\\_bataille.pdf](http://gers.confederationpaysanne.fr/images/imagesFCK/file/2012/autre/agrocarburants_la_derniere_bataille.pdf)
- Sadones, P., avril 2012b. Agrocarburants et indépendance énergétique : Quels bénéfices les filières métropolitaines de production d'éthanol apportent-elles ?  
URL [www.nord-nature.org/La\\_lettre/2012/20120604/Agrocarburants.doc](http://www.nord-nature.org/La_lettre/2012/20120604/Agrocarburants.doc)
- Sadones, P., novembre 2012c. Supprimer la "défiscalisation" dont bénéficient les agrocarburants : et après ?
- Sadones, P., 2013. Compte rendu du séminaire rac-f / fine du 24-01-2013. quelle réponse législative aux enjeux environnementaux ?
- Scouvert, M., Lambin, É. F., 2006. Approche systémique des causes de la déforestation en amazonie brésilienne : syndromes, synergies et rétroactions. *L'Espace géographique* 35 (3), 241-254.  
URL [www.cairn.info/revue-espace-geographique-2006-3-page-241.htm](http://www.cairn.info/revue-espace-geographique-2006-3-page-241.htm)
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319 (5867), 1238-1240.  
URL <http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/319/5867/1238>
- Shapouri, H., Duffield, J. A., Wang, M., 2003. The energy balance of corn ethanol revisited. *Transactions of the ASAE* 46 (4).  
URL <http://naldc.nal.usda.gov/catalog/48999>
- Smil, V., 1999. Crop residues : agriculture's largest harvest. *BioScience* 49 (4), 299-308.  
URL [http://home.cc.umanitoba.ca/~vsmil/pdf\\_pubs/originalpdfs/biosc1.pdf](http://home.cc.umanitoba.ca/~vsmil/pdf_pubs/originalpdfs/biosc1.pdf)
- Sourie, J.-C., Tréguer, D., Rozakis, S., 2005. L'ambivalence des filières biocarburants. *INRA Sciences sociales* 2, 8.  
URL <http://www.inra.fr/esr/publications/iss/pdf/iss05-2.pdf?PHPSESSID=4c8a24d69b992f04e559e7d099a8714d>
- SSP, 2013. Agreste, service de la statistique et de la prospective du ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt. (last access : 3 April 2013).  
URL <http://agreste.agriculture.gouv.fr/>
- Steinfeld, H., Mooney, H. A., Schneider, F., Neville, L. E., 2010. Livestock in a changing landscape, volume 1 : Drivers, consequences, and responses. Tech. rep., Scientific Committee on Problems of the Environment.  
URL <http://www.fao.org/docrep/013/am075e/am075e00.pdf>
- Stuart, T., 2009. Waste, uncovering the global food scandal. Penguin Books.
- The Gaia Foundation, Biofuelwatch, the African Biodiversity Network, Salva La Selva, Watch Indonesia, EcoNexus, 2008. Agrofuels and the myth of the marginal lands.  
URL [http://www.econexus.info/sites/econexus/files/Agrofuels\\_&\\_Marginal-Land-Myth\\_0.pdf](http://www.econexus.info/sites/econexus/files/Agrofuels_&_Marginal-Land-Myth_0.pdf)

- Thomson, A., Calvin, K., Smith, S., Kyle, G., Volke, A., Patel, P., Delgado-Arias, S., Bond-Lamberty, B., Wise, M., Clarke, L., Edmonds, J., 2011. Rcp4.5 : a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change* 109 (1-2), 77–94.  
URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B. L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (50), 20260–20264.  
URL <http://www.pnas.org/content/108/50/20260.abstract>
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418 (6898), 671–677.  
URL <http://www.cedarcreek.umn.edu/biblio/fulltext/t1860.pdf>
- Tilman, D., Socolow, R., Foley, J. A., Hill, J., Larson, E., Lynd, L., Pacala, S., Reilly, J., Searchinger, T., Somerville, C., Williams, R., 2009. Beneficial biofuels - the food, energy, and environment trilemma. *Science* 325 (5938), 270–271.  
URL <http://www.sciencemag.org/content/325/5938/270.short>
- UE, 2003. Directive 2003/30/ce du parlement européen et du conseil du 8 mai 2003 visant à promouvoir l'utilisation de biocarburants ou autres carburants renouvelables dans les transports.  
URL <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32003L0030:EN:NOT>
- UE, 2009. Directive 2009/28/ce du parlement européen et du conseil du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables et modifiant puis abrogeant les directives 2001/77/ce et 2003/30/ce.  
URL <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32009L0028:EN:NOT>
- UN, 2009. World population prospects : The 2008 revision. Working paper no. esa/p/wp.210, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division.  
URL [www.un.org/esa/population/publications/wpp2008/wpp2008\\_highlights.pdf](http://www.un.org/esa/population/publications/wpp2008/wpp2008_highlights.pdf)
- UN, 2012. United nations, department of economic and social affairs, population division. (last access : 19 November 2012).  
URL [http://esa.un.org/unpd/wpp/unpp/panel\\_population.htm](http://esa.un.org/unpd/wpp/unpp/panel_population.htm)
- USDA, 2013. United states department of agriculture, economic research service. Accessed online 2013-03-01.  
URL <http://www.ers.usda.gov>
- USEIA, 2013. Annual energy review, u.s. energy information administration. (last access : 26 February 2013).  
URL <http://www.eia.gov/totalenergy/data/annual/index.cfm>
- van der Horst, D., Vermeylen, S., 2011. Spatial scale and social impacts of biofuel production. *Biomass and Bioenergy* 35 (6), 2435–2443.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953410004204>
- Vuuren, D. P., Stehfest, E., Elzen, M. G., Kram, T., Vliet, J., Deetman, S., Isaac, M., Klein Goldewijk, K., Hof, A., Mendoza Beltran, A., Oostenrijk, R., Ruijven, B., 2011. RCP2.6 : exploring the possibility to keep global mean temperature increase below 2°C.

- Climatic Change 109 (1-2), 95–116.  
URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0152-3>
- Walpole, S., Prieto-Merino, D., Edwards, P., Cleland, J., Stevens, G., Roberts, I., 2012. The weight of nations : an estimation of adult human biomass. *BMC Public Health* 12 (1), 439.  
URL <http://www.biomedcentral.com/1471-2458/12/439>
- Wang, M., Huo, H., Arora, S., 2011. Methods of dealing with co-products of biofuels in life-cycle analysis and consequent results within the u.s. context. *Energy Policy* 39 (10), 5726–5736.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421510002156>
- Wilkinson, J., Afiff, S., Carriquiry, M., Jumbe, C., Searchinger, T., jan 2013. Biofuels and food security. a zero-draft consultation paper. Tech. rep., High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition, FAO.  
URL <http://www.fao.org/cfs/cfs-hlpe/en/>
- Wirsenius, S., 2000. Human use of land and organic materials : modeling the turnover of biomass in the global food system. Thesis, Chalmers University of Technology and Göteborg University, Göteborg, Sweden.
- Wirsenius, S., 2003. Efficiencies and biomass appropriation of food commodities on global and regional levels. *Agricultural Systems* 77 (3), 219–255.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X02001889>
- Wirsenius, S., Azar, C., Berndes, G., 2010. How much land is needed for global food production under scenarios of dietary changes and livestock productivity increases in 2030? *Agricultural Systems* 103 (9), 621–638.  
URL <http://dels.nas.edu/resources/static-assets/banr/AnimalProductionMaterials/WirseniusLandNeeded.pdf>
- Young, A., 1999. Is there really spare land? a critique of estimates of available cultivable land in developing countries. *Environment, Development and Sustainability* 1 (1), 3–18, 10.1023/A :1010055012699.  
URL <http://dx.doi.org/10.1023/A:1010055012699>
- Young, A., 2000. How much spare land exists? *Bulletin of the International Union of Soil Sciences* 97, 51–55.  
URL <http://www.iuss.org/images/stories/IUSS%20Bulletin%201%20-%20117/00000097.pdf>



## Chapter 2

# The Nexus Land-Use model version 1.0, an approach articulating biophysical potentials and economic dynamics to model competition for land-use<sup>1</sup>

### 2.1 Introduction

In addition to their traditional role of feeding the world, services expected from natural ecosystems and agriculture have recently extended to broader fields such as offering new energetic options, mitigating climate change or preserving biodiversity. This increasing demand for services from a finite system may generate tensions on natural resources. Decisions related to land-use must take several elements into consideration to restore multiple and conflicting demands. First, due to global environmental issues, such as climate change or loss of biodiversity, on the one hand, and to the intensification of international exchange on the other hand, land-use changes can no longer be considered as driven by local processes. Mod-

---

<sup>1</sup>This chapter has been published in *Geoscientific Model Development* (Souty et al., 2012) with as joint authors: T. Brunelle, P. Dumas, B. Dorin, P. Ciais, R. Crassous, C. Müller et A. Bondeau. Marginal corrections has been made to the minimisation program (section 2.4.3, page 102). As underlined in the general introduction, the development of the Nexus Land-Use model is the fruit of a collaboration between several researchers. The two main designers of this model are Thierry Brunelle and myself. Thierry contribution is concentrated on the economic parts (international trade, minimization of the cost, scenarios). The biophysical aspects (geomatics, integration of the potential yields of the LPJmL model, the livestock production model of Lex Bouwman) are my doings. Other author contribution are: Patrice Dumas for his scientific advices and help on computer ingeneering (input data management, numerical resolution). Bruno Dorin for his advices and his work on the global database Agribiom on which the Nexus Land-Use is calibrated. Philippe Ciais for supervising my work. Renaud Crassous for initial idea behind the Nexus Land-Use. Christoph Müller and Alberte Bondeau from the Potsdam Institute for Climate Impact Research for providing us potential yields of the vegetation model LPJmL.



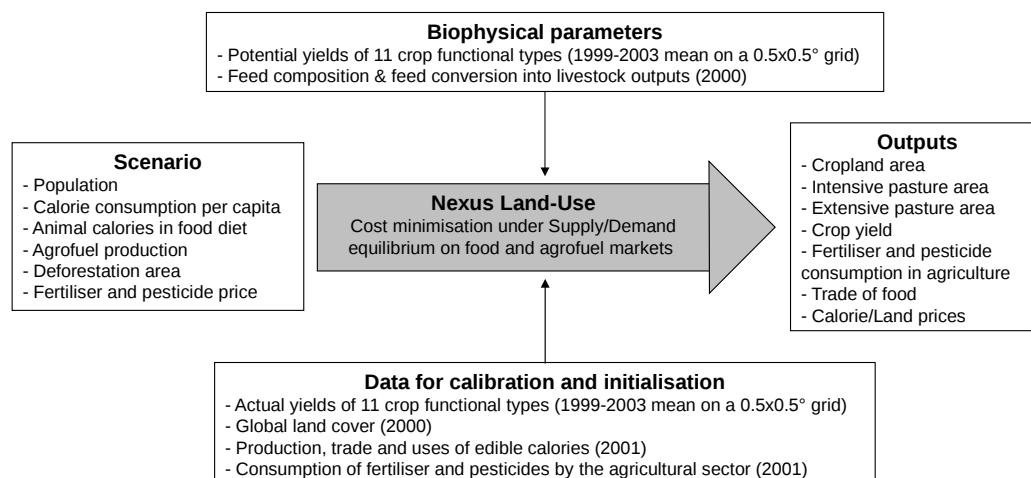


Figure 2.1: Description of the modelling system. Fertiliser and pesticide consumption includes also other consumption of chemical and mineral goods.

ifications of the land cover in one region of the world have an increasing impact on land-use changes in another region through price mechanisms, thus raising the need for global studies. Secondly, because they use the same limited assets, decisions or behavioural changes related to food, biomass energy, and forest preservation can interact and must therefore be assessed jointly.

These considerations have profoundly affected land-use modelling orientations. Originally essentially designed to evaluate local and specific issues, and characterised by the segmentation between economic and geographic approaches (Heistermann et al., 2006; Briassoulis, 2000), land-use models have progressively evolved to capture multi-scale phenomena and potential interactions with effects on land-use. To do so, two methodologies have been used. The first one consists in adapting a general equilibrium structure, mainly by improving the disaggregation of the production factors, to introduce land heterogeneity and to facilitate the calibration of the agrofuel sector (Golub et al., 2008). The second one consists in coupling partial equilibrium or computable general equilibrium (CGE) models with spatially explicit models including knowledge on biophysical processes (see e.g. KLUM and GTAP; Ronneberger et al., 2008 or GCAM and AGLU; Brenkert et al., 2003).

In contrast with the traditional approach, these two methods demonstrate a strong multidisciplinary orientation. To provide a consistent vision of the socio-biospheric system, they rely either on elasticity parameters estimated on sample data by econometric methods (as e.g. implemented in MIRAGE, Decreux and Valin, 2007), or on an explicit description of the agricultural sector both in economic and biophysical terms. In van Meijl et al. (2006), demand for land and intensification from the GTAP general equilibrium model is used in the IMAGE model to determine changes in land yield and feed efficiency rates. Two partial equilibrium models of the agricultural sector, MAgPIE (Lotze-Campen et al., 2008) and GLOBIOM (Havlik et al., 2011), take into account economic constraints through a cell-based cost minimisation, and are coupled with a dynamic vegetation model with explicit crop functional types. MAgPIE is coupled with the Lund-Postdam-Jena dynamic global vegetation model for managed Land (LPJmL, Bondeau et al., 2007), while GLOBIOM uses the EPIC model (Izaurralde et al., 2006), allowing for a full representation of the dynamic processes linking climate and soil conditions, water availability, and plant growth at a detailed

Table 2.1: Main input data for each region of the model at the base year 2001. Cropland and pasture areas are from Ramankutty et al. (2008) and forests areas from Poulter et al. (2011), other data are from Agribiom (Dorin, 2011). Population is in millions. Diet is calorie consumption in kcal per capita and per day followed by the fraction of animal products in brackets. Consumption for seed, waste at the farm level and other consumption of food crops such as lubricants and cosmetics in kcal cap<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>. Net imports of food crops and animal products in kcal cap<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>. Food crops used as feed in kcal cap<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> (Sect. 2.5.4). Areas are in Mha. 1 kcal = 4.1868 kJ.

Regions	Population	Diet	Seed, waste Other	Net imports of food		Food crops for animals	Area		
				Crops	Animal		Cropland	Pasture	Forest
USA	311	4105 (30%)	861	-3344	-135	6939	180	224	334
Canada	31	4167 (30%)	1424	-7408	-435	9174	42	19	458
Europe	585	3875 (30%)	1053	930	-52	4248	154	77	220
OECD Pacific	197	2988 (20%)	364	1919	-165	2208	34	277	276
FSU	280	3101 (20%)	1010	138	62	2515	205	332	894
China	1284	3005 (17%)	598	254	19	1314	141	272	209
India	1060	2310 (8%)	284	34	-2	212	169	11	65
Brazil	177	3168 (22%)	1146	-2161	-72	2674	50	176	526
Middle East	146	3076 (12%)	488	2550	74	1626	29	88	36
Africa	826	2510 (6%)	438	636	26	458	213	764	788
Rest of Asia	884	2430 (8%)	502	-379	17	500	154	130	359
Rest of LAM	324	3067 (19%)	782	-721	94	1623	108	325	553
World	6106	2893 (16%)	603	-	-	1644	1477	2694	4721

geographic scale over the entire world.

Within those evolutions, this paper provides a bio-economic modelling framework which ensures at the global level consistency between economic behaviours and spatial biophysical constraints in the manner of MAgPIE or GLOBIOM. This model, called Nexus Land-Use, is designed to represent the processes of agricultural intensification, which are viewed as a key factor to bridge the conflicts on land-use. The Nexus Land-Use has some common features with GLOBIOM and MAgPIE, but in contrast with these two models, crops are aggregated as a representative product in calories and intensification for the representative crop is a non-linear function of chemical inputs.

The principle of the model is simple. An external yearly demand of plant and animal calories in quantity must be met by adequate supply. To do so, the yield of crop plants can be increased by fertiliser and pesticide additions, up to a limit defined as potential yield. The demand of animal calories is converted into different types of feed, mainly: crops, grass from permanent pasture and fodder crops. The model calculates explicitly the crop yield and pastures and cropland areas, so as to minimise farmers' production costs. The evolution of these areas is determined by modelling a Ricardian production frontier (Ricardo, 1817) between an extensive system (extensive grazing only) located on lands with the lowest potential yields and an intensive system (fertilised grasslands and croplands).

In the version 1.0 of the model described in this paper, land is split into 12 regions of the globe (Fig. 2.2, Table 2.1), and 6 land-use types: forests, 3 types of croplands and 2 types of pastures. The model external drivers are the calorie consumption per capita, the share of animal products in food consumption, agrofuel consumption and evolution of forest areas (Fig. 2.1). Population and an index of fertiliser and pesticide prices are forced by external scenarios. Some of these variables could be endogenously driven in future versions of the model.

The Nexus Land-Use can be used for many purposes, especially: (i) testing the impact

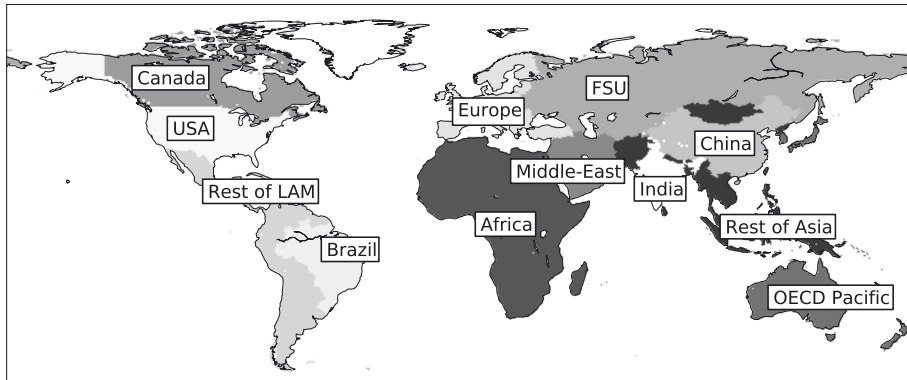


Figure 2.2: Nexus Land-Use regions. OECD Pacific includes Australia, New Zealand, Japan and South Korea. FSU stands for former Soviet Union and Rest of LAM for Rest of Latin America.

of scenarios regarding diverse variables (food diets/preferences, demand for agrofuel and other non-food agricultural products, prices of fossil energy and agricultural chemical inputs, forest policies, trade policies, etc.) on agricultural land-use change across the world and their consequences (on food prices, regional consumption of agricultural inputs, regional trade balances, etc.) and, (ii) assessing climate policies through a linkage with the general equilibrium model *Imaclim-R* (Crassous et al., 2006). This paper focuses only on the core structure of the Nexus Land-Use without describing its future interactions with *Imaclim-R* (food demand, GHG emissions, etc.).

The next section details our modelling strategy and the scope of analysis. Section three describes the biophysical features of the Nexus Land-Use model. The fourth section details economical principles governing land-use changes and their parametrisations. The fifth section gives some insights on the calibration methodology. In section six, sensitivity of the area of extensive pastures to energy price and deforestation is shown. In the last section, the main hypotheses of the model are discussed.

## 2.2 Scope and principles of the model

### 2.2.1 Modelling strategy

The suitability of land for a specific agricultural use depends on its capacity to produce biomass for agriculture, which is itself determined by a large set of biophysical parameters related to soil and climate characteristics. The way farmers make use of these biophysical conditions through agronomic practices is largely driven by the socio-economic environment (evolutions of inputs or outputs prices, regulations, etc.). Although it is difficult to capture all the complex mechanisms governing farmer decisions, economic theories provide some valuable tools to account for them. They generally rely on the assumptions that agents are rational and manage their production system so as to maximise profit. This is equivalent with a cost minimisation in the agricultural sector while meeting a prescribed food demand.

In this context, the objective of the Nexus Land-Use is to combine these two dimensions – biophysics and economics – in a single coherent modelling framework. First, the representation of the production system is chosen to account for biophysical features as well as agronomic practices. This representation relies on three main components: (i) a detailed

representation of the livestock production system based on the Bouwman et al. (2005) model; (ii) potential crop yields from the Lund-Postdam-Jena dynamic global vegetation model for managed Land (LPJmL, Bondeau et al., 2007); and, (iii) a biomass production function inspired by the crop yield response function to inputs (such as nitrogen fertilisers) asymptoting toward the potential yield.

Such a modelling strategy implies that among the four main production factors of the agricultural sector, land and chemical inputs with embodied energy receive particular attention while labour and capital are more roughly modelled. As a consequence, the Nexus Land-Use is better suited to deal with land-use and energy-related issues, including or not including the effect of carbon pricing than, for example, sketching the consequences of agricultural intensification on the labour markets. Irrigation is incorporated into the model through the differentiation of potential yields on rainfed and irrigated lands (see Sect. 2.3.1).

The economic principles governing farmer decisions are mostly inspired from the Ricardian rent theory (Ricardo, 1817). Following this theory, we consider that the poorer lands are the last to be cultivated. In the Nexus Land-Use modelling framework, the Ricardian frontier is represented as a separation between an intensive system, composed of a mosaic of crops and pastures, and an extensive system, exclusively composed of pastures, the former progressively expanding into the latter as the pressure on land rises. Hence, unlike the original Ricardian vision in which the agricultural system reacts to a growing pressure on land by expanding the size of arable lands over natural ecosystems, adjustments result from re-allocations inside the boundaries of the system between intensive and extensive agriculture. This vision is consistent with the report made by Bouwman et al. (2005) that “most of the increase in meat and milk production during the past three decades has been achieved by increasing the production in mixed and industrial production systems and much less so in pastoral systems. Despite the fast increase of ruminant production by 40 % in the 1970–1995 period, the global area of grassland has increased by only 4 %”.

In the modelling approach presented here, deforestation is not derived from economic trade-offs, and is forced by exogenous scenarios. We actually consider, following Scouvert and Lambin (2006), that the use of forest areas could be increasingly regulated, and that their evolution could subsequently result more from political decisions than from economic ones. With the view to exploring different pathways, this assumption could be relaxed in future development of the model.

## 2.2.2 Modelling architecture

At the base year, a representative potential yield is computed on a  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  grid from the potential yields given by the vegetation model LPJmL for 11 crop functional types (CFT). Land classes grouping together grid points with the same potential yield are set up. Yield in each land class is determined by a function of chemical inputs, such as fertilisers and pesticides. This function asymptotes toward the potential yield and is characterised by decreasing returns. In each land class, consumption of chemical inputs and associated yield are determined by cost minimisation.

Following Bouwman et al. (2005), the livestock production system is divided into an extensive and an intensive system. The extensive system produces only ruminants that are fed by grazing. The intensive system includes ruminants and monogastrics (non-grazing animals). Here, ruminants are fed by a mix of grass, food crops, residues, fodder and other roughages. In both systems, grass comes from permanent pastures according to the Food and Agriculture Organisation (FAO) definition and can be grazed or cut for hay. Two

types of permanent pastures are distinguished – intensive and extensive – according to the system to which they provide grass. Monogastric animals are fed with food crops, residues and fodder and animal products. Croplands are assumed to be exclusively located on the most productive lands, as well as pastures of the intensive production system. Fodder for monogastric and intensive ruminant is grown on cropland. Conversely, the extensive pastures are located on the least productive lands. This split of agricultural land does not completely fit with the data since a sizeable share of extensive pastures are located today on high-yield land classes. Therefore, we consider an additional category of extensive pastures, which is called residual pastures.

Each type of land-use – forest, cropland, intensive, extensive and residual pastures – is distributed among the land classes, giving for a land class of potential yield  $j$  the area fractions  $f_j^{\text{Forest}}$ ,  $f_j^{\text{crop}}$ ,  $f_j^{\text{Pint}}$ ,  $f_j^{\text{Pext}}$  and  $f_j^{\text{Pres}}$ . These variables are regional as are all variables of the model except for the world calorie price.

At each time step, Nexus Land-Use calculates a global supply/demand balance from exogenous calorie consumption of food crops for agrofuel  $D_{\text{agrofuel}}^{\text{fc}}$ , plant food (food crops for humans)  $D_{\text{h}}^{\text{fc}}$ , ruminant  $D_{\text{r}}^{\text{fc}}$  and monogastric products  $D_{\text{m}}^{\text{m}}$ . The total land supply for agriculture – excluding croplands not represented in LPJmL –  $S_{\text{surf}}$  is deduced from the exogenously set annual evolution of the forest area. The price of fertilisers and pesticides is derived from the energy prices trajectories computed by the Imaclim-R model.

Given this forcing, the agricultural sector, with one representative agent per land class, is supposed to minimise its production costs by optimising the consumption of fertilisers and pesticides, triggering subsequent variations of crop yield, and/or by modifying the repartition between intensive and extensive livestock production systems. The hypothesis of a representative agent, however, amounts to neglecting the differences between different farms and different situations as long as they are characterised by the same potential yield in a given region. The difference between farm types, especially farms of different sizes, however, is not very problematic, as long run economies of scale in terms of land-use are small (Chavas, 2008). Regions can trade food crops with each other ( $\text{Exp}^{\text{fc}}/\text{Imp}^{\text{fc}}$ , with  $\text{Exp}$  = export and  $\text{Imp}$  = import) as well as ruminant products ( $\text{Exp}^{\text{r}}/\text{Imp}^{\text{r}}$ ) on the basis of relative prices and taking into account food sovereignty and market imperfections (the trade of monogastric products –  $\text{Exp}^{\text{m}}$ ,  $\text{Imp}^{\text{m}}$  – is held constant).

The cost production is minimised in each region under the constraint of a global supply demand balance of ruminant (Eqs. 2.1–2.3) and plant food calories (Eqs. 2.4–2.7). Demand for agricultural land  $D_{\text{surf}}$ , which includes croplands and pastures, resulting from this equilibrium must be equal to the land supply  $S_{\text{surf}}$  (Eq. 2.8):

$$Q_{\text{r}} = (D_{\text{h}}^{\text{r}} + \text{Exp}^{\text{r}} - \text{Imp}^{\text{r}})(1 + \omega_{\text{swof}}^{\text{r}}) \quad (2.1)$$

$$Q_{\text{r,ext}} = D_{\text{surf}} \rho_{\text{past}}^{\text{r,ext}} \int (f_j^{\text{Pext}} + f_j^{\text{Pres}}) dj \quad (2.2)$$

$$Q_{\text{r,int}} = Q_{\text{r}} - Q_{\text{r,ext}} \quad (2.3)$$

$$D_{\text{r,int}}^{\text{fc}} = Q_{\text{r,int}} \beta_{\text{r,int}} \phi_{\text{r,int}}^{\text{fc}} \quad (2.4)$$

$$D_{\text{m}}^{\text{fc}} = (D_{\text{h}}^{\text{m}} + \text{Exp}^{\text{m}} - \text{Imp}^{\text{m}})(1 + \omega_{\text{swof}}^{\text{m}}) \beta_{\text{m}} \phi_{\text{m}}^{\text{fc}} \quad (2.5)$$

$$D^{\text{fc}} = D_{\text{h}}^{\text{fc}} + D_{\text{m}}^{\text{fc}} + D_{\text{r,int}}^{\text{fc}} + D_{\text{agrofuel}}^{\text{fc}} + \text{Exp}^{\text{fc}} - \text{Imp}^{\text{fc}} \quad (2.6)$$

$$Q_{\text{other crop}}^{\text{fc}} + D_{\text{surf}} \int f_j^{\text{crop}} \rho_j dj = D^{\text{fc}} (1 + \omega_{\text{swo}}^{\text{fc}}) \quad (2.7)$$

$$S_{\text{surf}} = D_{\text{surf}} \quad (2.8)$$

The ruminant production  $Q_r$  is deduced from Eq. (2.1). Seed (s), waste (w) at the farm level and other uses (o) are added by using coefficients  $\omega_{\text{swo}}^{\text{fc}}$  for food crops,  $\omega_{\text{swof}}^{\text{r}}$  for ruminants and  $\omega_{\text{swof}}^{\text{m}}$  for monogastrics (see Sect. 2.5.1,  $f$  standing for feed use of animal products). Following our representation of the ruminant production system,  $Q_r$  results either from the extensive ruminant production system, yielding  $Q_{r,\text{ext}}$  (Eq. 2.2), or from the intensive one, yielding  $Q_{r,\text{int}}$  (Eq. 2.3). Production of ruminant meat and milk in the extensive system is calculated by applying the yield  $\rho_{\text{past}}^{\text{r,ext}}$  to the areas of extensive and residual pastures (Eq. 2.2). The demand for feed to produce ruminant  $D_{r,\text{int}}^{\text{fc}}$  or monogastric  $D_{\text{m}}^{\text{fc}}$  calories is deduced from Eqs. (2.4) and (2.5) using the conversion factors  $\beta_{r,\text{int}}$  and  $\beta_{\text{m}}$  and the feed composition factor  $\phi_{r,\text{int}}^{\text{fc}}$  and  $\phi_{\text{m}}^{\text{fc}}$  (see Sect. 2.3.3). Equation (2.6) gives the composition of the demand for food crops between food use ( $D_{\text{h}}^{\text{fc}}$ ), feed use ( $D_{r,\text{int}}^{\text{fc}}$  and  $D_{\text{m}}^{\text{fc}}$ ), agrofuel ( $D_{\text{agrofuel}}^{\text{fc}}$ ) and trade. Equation (2.7) corresponds to the supply/demand equilibrium for food crops. A part of the cropland areas, yielding  $Q_{\text{other crop}}^{\text{fc}}$ , is not modelled by the vegetation model LPJmL. Its evolution is forced by an external scenario. The reader will find descriptions and units of main notations in Table 2.9.

### 2.2.3 Biomass categories

Only edible biomass is accounted for, excluding fibres, rubber, tobacco, etc. All quantities are measured according to their energy content, and expressed in kilocalories (kcal), this unit being commonly used for nutrition (1 kcal = 4.1868 kJ). This measure allows to deal with different types of biomass for human or animal consumption but it has some drawbacks. First, calories from different crops do not have the same economical value, e.g. the price of a cereal calorie has less value than a coffee calorie. From a nutritional point of view, a sufficient quantity of calories does not always correspond to a sufficient quantity of macronutriments (protein, lipids and carbohydrates) or micronutriments (vitamins, minerals).

Four categories of agricultural products are represented (Fig. 2.3): first generation agrofuel, plant food for human consumption, monogastric animals and ruminant animals (producing meat and milk from cattle, sheep, goats and buffalo). Other uses of edible crop biomass correspond to non-food production, such as lubricants or cosmetics (not represented in Fig. 2.3, see Sect. 2.5.1 for more details). Demand for each of these four categories is forced by exogenous scenarios (Fig. 2.1).

Agrofuels are represented separately and will be the subject of a future publication. Plant food for human consumption is directly assigned to food use. Animal production is modelled following Bouwman et al. (2005). According to this representation, feed for ruminants and monogastric animals are divided into five categories: (i) grass, including grazing, hay and silage grass; (ii) food crops and by-products (such as cakes); (iii) crop residues and fodder crops, including straw and bran; (iv) animal products, including whey, bone and fish meal; and, (v) scavenging, including road-side grazing, household wastes, feedstuffs from backyard farming, etc. Contrary to grass and food crops, the last two categories are not assigned to specific land-uses. The special case of the residues and fodder category is explained in Sect. 2.3.3.

The balance of supply and demand of food crop products is established on the basis of data from the global database Agribiom (Dorin, 2011). This database provides, for each country, the biomass balances in kilocalories based on the FAO annual country-level supply-utilisation accounts, ensuring consistency among the annual flows of edible biomass which are produced, traded, and consumed. In Nexus Land-Use, food crop production is modelled on the basis of crop yields computed by the vegetation model LPJmL, explicitly accounting

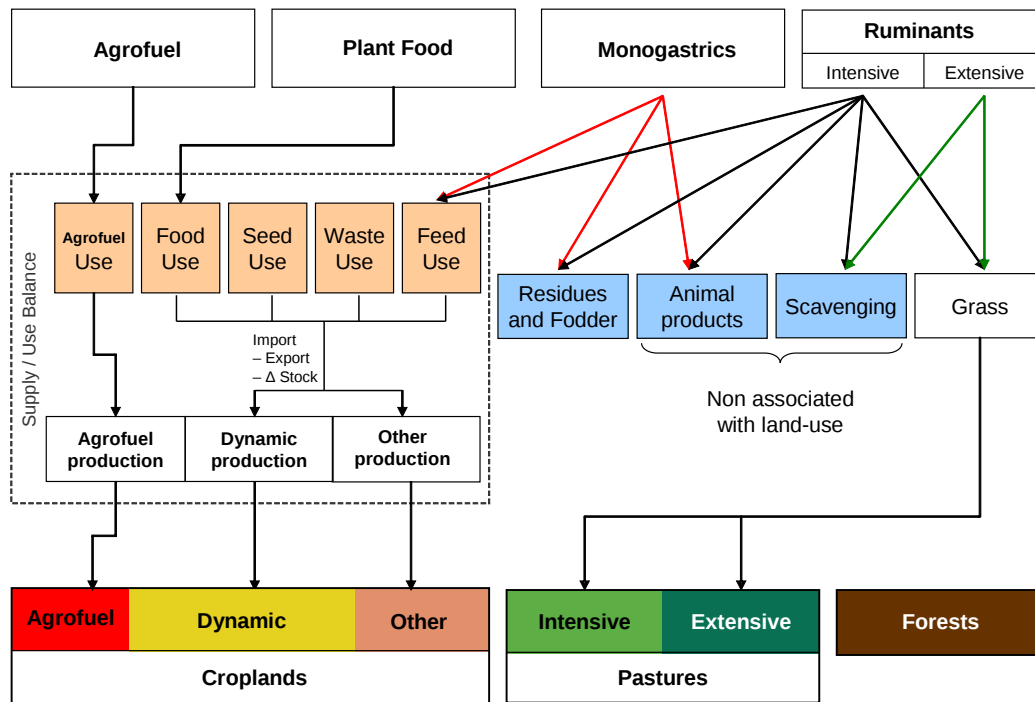


Figure 2.3: Links between food and agrofuel demand and land-use.

for biophysical constraints (see Sect. 2.3.1).

At base year 2001, crops modelled by LPJmL cover 749 Mha globally, representing 51 % of the global cropland area inventoried by Ramankutty et al. (2008). Yields modelled by LPJmL are calibrated on FAO data (see Sect. 2.3.1). The resulting production accounts for 75 % of global food crops calorie production given by Agribiom (Table 2.2). The production covered by LPJmL and corresponding cropland areas are called *dynamic*. The remaining food crop production is called *other* (see Fig. 2.3) and essentially comprises sugar cane, palm oil, some roots and tubers, fruits and other vegetables. The cropland category *other* is not only dedicated to grow crops not modelled in LPJmL, but also includes fallows, cultivated area for non-food crops (fibres, rubber, tobacco, ...) and fodder crops except those represented in LPJmL (therefore excluding maize, rye grass and sorghum). Evolutions of *other* productions and *other* cropland areas are forced by external scenarios. Areas of permanent pastures are taken from Ramankutty et al. (2008) and forests areas from Poulter et al. (2011). On grid points where the sum of forest, pasture and cropland fractions exceed 100 %, forest fractions were reduced to match 100 %. We consider that Poulter et al. (2011) map is less relevant because it is only based on satellite data, while Ramankutty et al. (2008) maps include national inventories. Consequently, the forest map was reduced by 325 Mha on 5064 Mha. The forest category includes managed and unmanaged forests. As the silvicultural sector is not modelled, no distinction between the two forest types is made. Other non-agricultural lands (deserts, ice, wetlands and built areas) are considered constant.

Except for three feed categories (residues and fodder, animal products and scavenging), each feedstock category corresponds to a given land-use. Production of fodder crop is an

Table 2.2: Mean of food crop production over the period 1999–2003 from Agribiom and LPJmL production according to actual yields and annual fractional coverage per grid cell CFT around the year 2000 from Fader et al. (2010). Ramankutty cropland area in the year 2000 and LPJmL cropland area around the year 2000. LPJmL cropland area and production are referred to as *dynamic* in the paper. 1 Pkcal = 4187 PJ.

Regions	Crop production (Pkcal)		Croplands (Mha)	
	Agribiom	LPJmL	Ramankutty	LPJmL
USA	1.61	1.60 (99 %)	180.1	94.5 (52 %)
Canada	0.23	0.20 (89 %)	41.5	23.8 (57 %)
Europe	1.52	1.32 (87 %)	153.4	86.0 (56 %)
OECD Pacific	0.24	0.16 (65 %)	33.8	19.5 (58 %)
FSU	0.61	0.54 (88 %)	203.2	79.2 (39 %)
China	1.87	1.32 (71 %)	140.8	87.0 (62 %)
India	1.06	0.72 (68 %)	168.6	108.5 (64 %)
Brazil	0.53	0.31 (58 %)	49.7	28.4 (57 %)
Middle East	0.13	0.09 (72 %)	29.0	13.7 (47 %)
Africa	0.83	0.46 (56 %)	212.3	96.5 (45 %)
Rest of Asia	1.24	0.67 (54 %)	153.3	66.1 (43 %)
Rest of LAM	0.67	0.45 (67 %)	107.0	45.7 (43 %)
World	10.52	7.84 (75 %)	1472.7	748.8 (51 %)

important land-use, but we consider that we have not enough data to incorporate changes in fodder crop yield or areas in the model.

The modelling of pasture areas is related to ruminant production. In the Nexus Land-Use model, ruminant products are assumed to stem either from an intensive system or from an extensive one (see Sect. 2.3.3). In the former system, ruminants are fed with the five types of feed mentioned above, while in the latter system, they are fed exclusively by scavenging and grazing on extensive pastures. Each system is associated with its specific pastures (intensive or extensive) and with the amount of grass that is consumed per hectare. Finally, the forced evolution of forest areas determines the supply for croplands and pastures.

## 2.2.4 Model resolution

The model is solved in several steps. At each time step, the exogenous drivers (see Fig. 2.1) are injected into the model. Changes in agricultural areas (including pastures and croplands) are deduced from exogenous evolutions of forest areas, neglecting phenomena such as extension of urban areas. That is to say, the sum of all land-use categories is supposed to be constant throughout the projection period. Changes in agricultural areas are not distributed uniformly over land classes. Deforested areas are allocated to the agricultural surface pool proportionally to the size of forest area present in each land class. Conversely, afforested areas are taken from the forest distribution in proportion to the size of agricultural area in each land class.



Then, the cost minimisation program is solved each year for each region with respect to the supply demand equilibrium (Eqs. 2.1 to 2.8), providing the actual crop yield  $\rho_j$  and the repartition between intensive and extensive livestock production systems. As the pressure on land grows, in response to – all other things being equal – a rise of energy price and/or food crops domestic demand and/or a reduction of agricultural area, the actual crop yield is increased by higher inputs of fertilisers and pesticides and the intensive livestock production expands towards less fertile land classes. Extensive pastures become thus converted into *dynamic* croplands, intensive and residual pastures, according to their average area fraction on land classes of the intensive system (see Fig. 2.11).

The area of intensive pastures is subject to the additional constraint of meeting the grass demand from ruminants in the intensive system:

$$\sum_j f_j^{\text{Pint}} D_{\text{surf}} \rho_{\text{past,int}}^{\text{grass}} = Q_{\text{r,int}} \beta_{\text{r,int}} \phi_{\text{r,int}}^{\text{grass}} \quad (2.9)$$

When intensive pasture area needs to be increased, land is taken from residual pastures if possible. Otherwise, land is taken from or allocated to to *dynamic* cropland.

Imports and exports, consumption of pesticides and fertilisers, calorie price and land price are simultaneously computed within the cost minimisation program as explained in Sects. 2.4.3 and 2.4.4.

Residual pastures are considered to be an inefficient use of land, therefore its area in each land class gets reduced as soon as the pressure on land is higher than its reference level for the year 2001. The conversion speed is linearly related with the pressure on land.

## 2.3 Modelling agricultural intensification and biophysical constraints

### 2.3.1 Land area classes of potential yields

#### 2.3.1.1 Potential yields computation in LPJmL

To represent biophysical constraints affecting cultivation, yield in each region of the Nexus Land-Use is parametrised on potential crop yields, and calibrated on actual crop yields. Both values are calculated by the LPJmL vegetation model: “This model simulates biophysical and biogeochemical processes impacting productivity of the most important crops worldwide using a concept of crop functional types (CFTs). [...] CFTs are generalized and climatically adapted plant prototypes designed to capture the most widespread types of agricultural plant traits” (Bondeau et al., 2007).

LPJmL describes crop production with 11 CFTs on a  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  grid representing most of the cereals (4 CFT), oil seed crops (4 CFT), pulses, sugar beet and cassava with irrigated and rainfed variants (Table 2.3). Crops not included in LPJmL CFTs (e.g. sugar cane, oil palm, fruits and vegetables, etc.) are referred to as *other* crops. Climatic potential yields  $y_{\text{CFT},l}^{\text{max}}$  in tons of fresh matter per hectare and per year ( $\text{tons FM ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) are computed by LPJmL for each of the 11 CFTs with irrigated and rainfed variants, at each grid point of global land area (1 subscript), by setting management intensity parameters in LPJmL such that crop yield is maximized locally. Climatic potential yields are taken as a mean of five LPJmL simulation years between 1999 and 2003 in order to minimise the climatic bias due to interannual variability.

Table 2.3: FAO and MIRCA2000 (Portmann et al., 2010) aggregates corresponding to LPJmL CFTs. Calorie content  $\text{cal}_{\text{CFT}}$  in  $\text{Mkcal tons}^{-1}$  of fresh matter from Agribiom, followed by the share of each CFT in global cropland area in percent (1493 Mha in 2000, Ramankutty et al., 2008) and in global food crops production (mean over the 1999–2003 period: 10.5 Pkcal, Agribiom).

FAO crops	MIRCA2000 crops	LPJmL CFTs	$\text{cal}_{\text{CFT}}$	% Area	% Production
Wheat	wheat				
Barley	barley	wheat	3.34	17.0	22.1
Rye					
Rye grass for forage and silage	rye				
Rice	rice	rice	3.6	6.7	13.6
Green corn (maize)					
Maize	maize	maize	3.56	9.2	21.8
Maize for forage and silage					
Millet	millet				
Sorghum		millet	3.4	4.7	1.9
Sorghum for forage and silage	sorghum				
Beans, dry					
Beans, green					
Broad beans, dry					
Broad beans, green					
Chick peas					
Cow peas, dry	pulses	field pea	3.46	4.1	2.0
Lentils					
Lupins					
Peas, dry					
Peas, green					
Pulses, other					
Sugar beets	sugar beets	sugar beets	0.7	0.4	1.5
Cassava	cassava	cassava	1.09	1.3	2.1
Sunflower seed	sunflower	sunflower	5.7	1.3	1.3
Soybeans	soybeans	soybeans	4.16	4.6	6.1
Groundnuts	groundnuts peanuts	groundnuts	5.67	1.3	1.6
Rapeseed	rapeseed canola	rapeseed	4.94	1.5	1.6

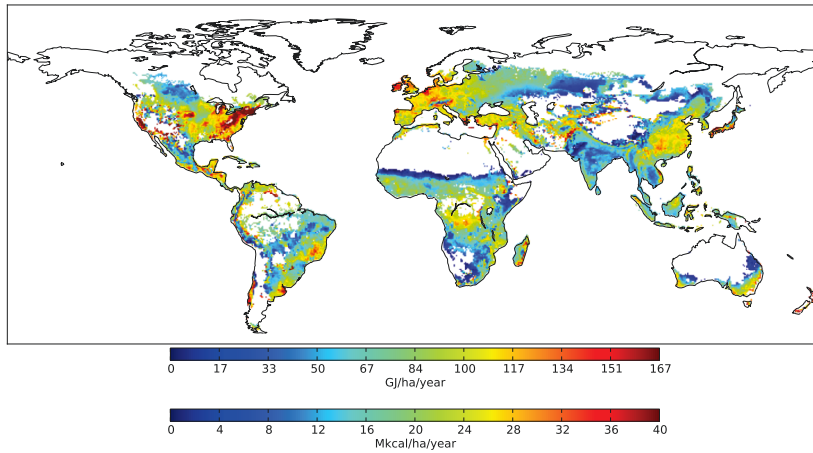


Figure 2.4: Representative potential yield of crops modelled in the LPJmL model (*dynamic* crops), average over the 1999–2003 period.

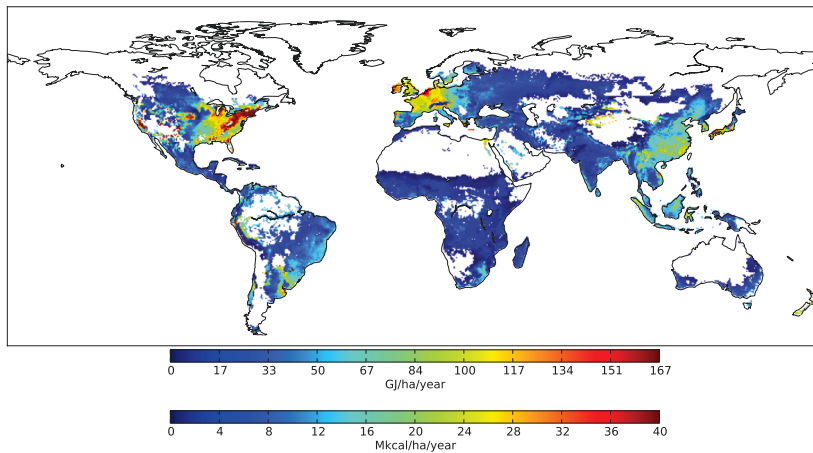


Figure 2.5: Representative actual yield of crops modelled in the LPJmL model (*dynamic* crops), average over the 1999–2003 period.

Management intensity is approximated in LPJmL via 3 parameters: (i) LAImax, the maximum leaf area index potentially achievable by the crops, representing general plant performance (fertilisation, pest-control), (ii)  $\alpha a$ , a scaling factor between leaf-level photosynthesis and stand-level photosynthesis, which accounts for planting density and homogeneity of crop fields, and (iii) the harvest index HI, which determines the partitioning of accumulated biomass to the storage organs. These three parameters are assumed to be interlinked, i.e. high-yielding varieties (large HI) are used in intensively managed crop stands (Gosme et al., 2010). For details see Fader et al. (2010).

### 2.3.1.2 Actual yields computation in LPJmL

CFT actual yields  $y_{\text{CFT},l}^{\text{actual}}$  in tons FMha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup> are computed by LPJmL in the following way. First, LPJmL yield is determined, with an arbitrary intensity level of 5 for each

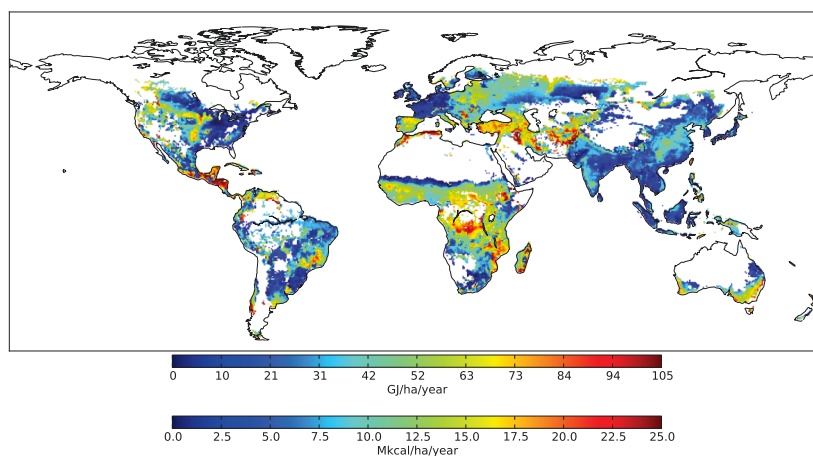


Figure 2.6: Difference between potential and actual yield of crops modelled in the LPJmL model (*dynamic crops*), average over the 1999–2003 period.

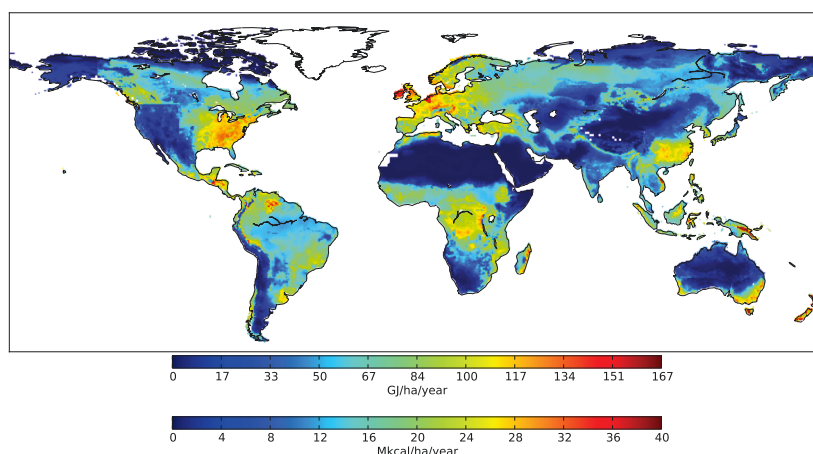


Figure 2.7: Potential yield computed with national crop repartitions in rainfed conditions, average over the 1999–2003 period.

grid point and averaged over the 1999–2003 period (intensity level is represented by the parametrisation of LAImax,  $\alpha a$  and HI and ranges from 1 (low) to 7 (high, depending on the CFT)). Then, for each CFT and each country, a scaling coefficient is computed, such that the mean country yield matches the FAO yield over the same period. This mean country yield is calculated using annual fractional coverage of each CFT in each grid point around the year 2000  $f_{\text{CFT},l}$  from Portmann et al. (2010). When the scaling coefficient was greater than ten, corresponding yields were set to zero considering that LPJmL failed to model these CFTs in these countries. For some CFTs (rice, maize, soybeans) on certain grid points the scaling on FAO national yield led to actual yields greater than potential ones. This may be due to the fact that the LPJmL version used here does not model multi-cropping (except for rice) while there may be as much as 3 harvests annually in some parts of Asia (Portmann et al., 2010). Moreover, the LPJmL CFTs may have failed to represent the dynamic of the local variety of these crops in these regions. To correct this bias, the potential yield of

CFTs was set to actual yield on grid points where the actual yield was higher. This led to the addition of 1 Pkcal ( $10^9$  Mkcal) to the potential production, corresponding to 7% of the total potential production on current croplands.

### 2.3.1.3 Aggregation of potential and actual yields into land area classes

One way to model food crop production is to dynamically allocate CFTs on grid points according to their expected production costs. This methodology was used by the land-use model MAgPIE where CFT choices are determined by minimizing total cost of production (Lotze-Campen et al., 2008). A drawback is that only one optimal CFT is then grown in each location. In MAgPIE this drawback is overcome by forcing rotational constraint, that is minimal and maximal shares of CFT groups (pulses, cereals, etc.) within a grid cell. In Nexus Land-Use we use a different methodology in which the potential yields of a fixed mix of CFTs are aggregated to one representative crop.

To this end, potential yields are converted in the Nexus Land-Use into calories with coefficients from Agribiom  $\text{cal}_{\text{CFT}}$  (see Table 2.3). The resulting calorie yields are then combined with the annual fractional coverage of each CFT in each grid cell around the year 2000  $f_{\text{CFT},l}$ , separately for irrigated and rainfed areas, and aggregated into one representative potential yield  $y_l^{\text{max, agg}}$  (in  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ ). Fractional coverages are derived from maximal monthly harvested areas of each CFT at  $0.5^\circ$  resolution from Portmann et al. (2010). In the case of multi-cropping (more than one crop cycle within a year in the same grid point) the fractions of each CFT were adjusted to match the total cropland fraction given by Ramankutty et al. (2008) (see Fader et al., 2010 for details on CFT fractions of cells). These representative potential yields must be interpreted as the maximum achievable yield on a grid cell assuming the CFT fractional coverage around the year 2000, and not as the maximum achievable yield on a grid cell assuming 100% coverage by the most productive CFT.

The representative potential yield on grid point  $l$  is given by

$$y_l^{\text{max, agg}} = \frac{\sum_{\text{CFT}} y_{\text{CFT},l}^{\text{max}} \times f_{\text{CFT},l} \times \text{cal}_{\text{CFT}}}{\sum_{\text{CFT}} f_{\text{CFT},l}} \quad (2.10)$$

It is displayed in Fig. 2.4. The representative actual yield is computed likewise and its spatial distribution is displayed in Fig. 2.5. In Nexus Land-Use, grid points where LPJmL crops are grown (*dynamic* cropland in the following) are aggregated into classes of iso-potential yields. From this aggregation, we define a land class as the sum of grid point area associated with a potential yield value within a specific range. For example, land class 15 includes grid points with a potential yield between 14 and 15  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  in each region. Given this definition, the area of *dynamic* croplands  $S_j^{\text{crop}}$  in the land class  $j$  is

$$S_j^{\text{crop}} = \sum_{l, \tilde{\rho}_j^{\text{max}} < y_l^{\text{max, agg}} < \tilde{\rho}_{j+1}^{\text{max}}} S_l \times \left( \sum_{\text{CFT}} f_{\text{CFT},l} \right) \quad (2.11)$$

where  $\tilde{\rho}_j^{\text{max}}$  are yields values regularly spaced every 1  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  interval and  $S_l$  is the surface of the grid point  $l$ . The potential yield  $\rho_j^{\text{max}}$  of land class  $j$  is the mean of the

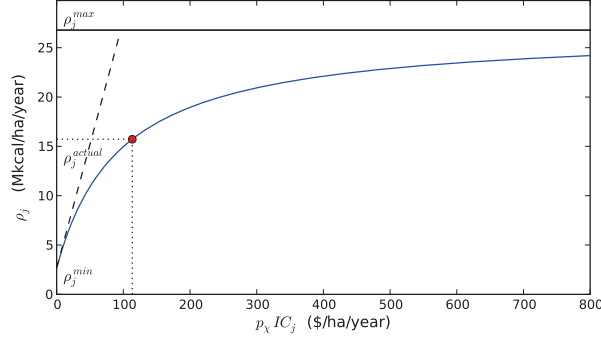


Figure 2.8: Yield in a land class as a function of chemical input consumption  $IC_j$ .  $\rho_j^{\max}$ ,  $\rho_j^{\text{actual}}$  and  $\rho_j^{\min}$  are the potential, actual and minimum yields of the land class  $j$ .  $p_x$  is the price index of chemical inputs.

potential yield in all all grid points belonging to class  $j$ :

$$\rho_j^{\max} = \frac{\sum_{l, \bar{\rho}_j^{\max} < y_l^{\max, \text{agg}} < \bar{\rho}_{j+1}^{\max}} y_l^{\max, \text{agg}} \times (\sum_{\text{CFT}} f_{\text{CFT}, l}) \times S_l}{S_j^{\text{crop}}} \quad (2.12)$$

Sixty land classes of potential yields are considered (from 0 to 60  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ ). Using the same method, actual yields of each land class  $\rho_j^{\text{actual}}$  are computed. We also calculate a representative potential yield on each grid point in case pasture or forests are converted to cropland (Fig. 2.7). To this end, an hypothetical annual fractional coverage of each CFT on each grid cell is set to the average distribution of CFTs over each country, assuming that each CFT is equally distributed in each grid cell. Only rainfed potential yields are used assuming there is no irrigation on newly converted croplands. In the same way as  $y_l^{\max, \text{agg}}$ , these potential yields are the maximum achievable yields in rainfed conditions considering a crop mix over the cropland area of the grid cell representative of the country's crop mix. This rainfed hypothetical potential yield is used to allocate the area of forest, permanent pastures and *other* croplands within land classes according to their hypothetical yield if they are converted to *dynamic* croplands in our simulation (see Sect. 2.2.3 for more details on *dynamic* and *other* croplands). An histogram of areas of all land-use types into land classes is shown on Fig. 2.12.

In addition to the issue related to potential yields being lower than actual yields handled above, another weakness concerns the value of potential yields that seems to be too low in equatorial regions (India, equatorial Brazil). This may be related to the lack of representation of perennial crops (sugar cane, palm oil), which are the most productive crops in these regions (Figs. 2.6 and 2.7).

### 2.3.2 Crop production function

Factors influencing crop yields are numerous and complex. In Nexus Land-Use, yield in each land class is assumed to be a function of intermediate consumption ( $IC_j$ ) from the chemical and mineral sectors, which mainly corresponds to the use of fertilisers, pesticides and mineral enrichments. The focus on chemicals and mineral inputs is driven by the observation that

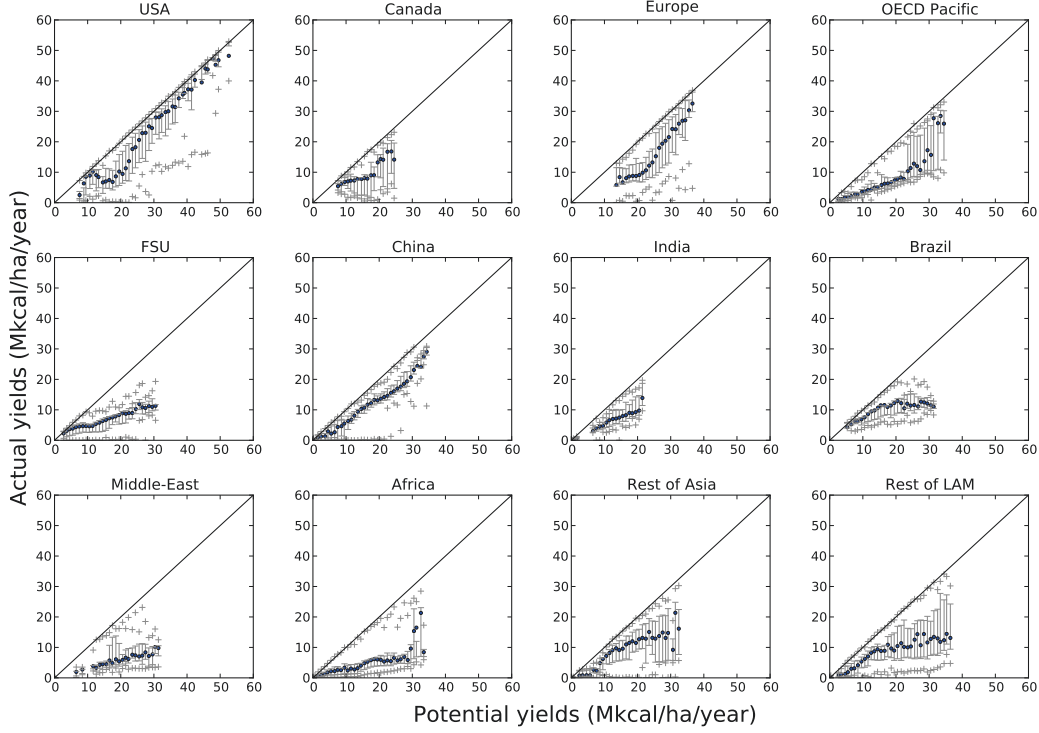


Figure 2.9: Actual yield versus potential yield of *dynamic* crops within each potential yield class. Crosses are minimums and maximums, whiskers go from the 20th to the 80th percentile. X-axis in  $\text{GJ ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  ranges from 0 to 251. See Fig. 2.6 for a map of the difference between potential and actual yields of *dynamic* crops.

high yields are achieved in systems with high levels of mechanisation or no mechanisation at all. This modelling, however, miss cases where additional labour or capital could improve yields. The yield function, shown on Fig. 2.8, is defined by an initial slope  $\frac{1}{\alpha_{\text{IC}}}$  – the same for the sixteen land classes of a region – and an asymptote equal to the potential yield of the land class  $\rho_j^{\text{max}}$  specified above.  $\rho_j^{\text{max}}$  corresponds to the yield that could be achieved with unlimited consumption of fertiliser and pesticide inputs, and reflects the saturated response of the crop to photosynthetically active radiation and climate characteristics, as well as agronomic choices such as sowing date. Water use is also accounted for as potential yields are aggregates of rainfed and irrigated crops. The initial slope  $\frac{1}{\alpha_{\text{IC}}}$  sets how easily the potential yield can be achieved in each region given the regional socio-economic constraints that may face farmers. The Nexus Land-Use production function can be considered as a form of yield response function to fertiliser application that can be simulated by crop models (Brissson et al., 2003; Godard et al., 2008), and generalised to all types of fertilisers (nitrogen, phosphorus, potassium) and to pesticides. The yield per unit of land is given by

$$\rho_j(\text{IC}_j) = \rho_j^{\text{max}} - (\rho_j^{\text{max}} - \rho_j^{\text{min}}) \frac{\alpha_{\text{IC}}(\rho_j^{\text{max}} - \rho_j^{\text{min}})}{\text{IC}_j + \alpha_{\text{IC}}(\rho_j^{\text{max}} - \rho_j^{\text{min}})} \quad (2.13)$$

where the minimum yield  $\rho_j^{\text{min}}$  is the y-intercept, defined as the no-inputs yield. Its value is set to ten percent of the potential yield  $\rho_j^{\text{max}}$ . This choice is somewhat arbitrary but

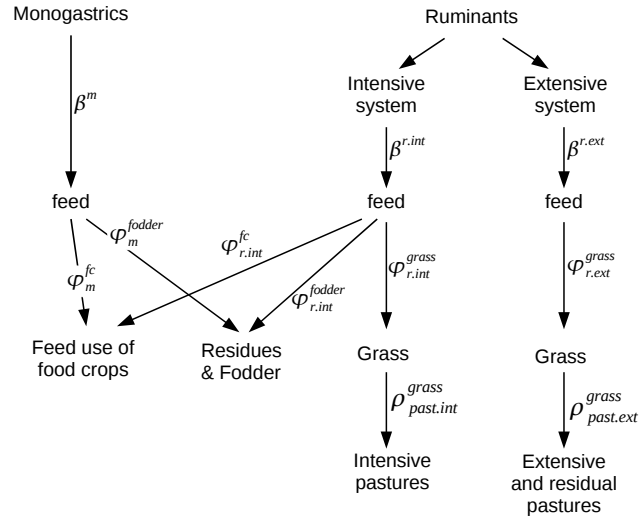


Figure 2.10: Links between animal calorie production, feed categories and pasture areas. Reading: the amount of feed required to produce one calorie of monogastric is  $\beta_m$ , split into a share  $\phi_m^{fc}$  of food crops and  $\phi_m^{fodder}$  of crop residues and fodder. Values are reported in Tables 2.4, 2.5 and 2.6

consistent with observations. Indeed, actual yields on the African continent, thought to be close to the minimum yield, are approximately equal to 10 % of the potential yield (see Fig. 2.9). However, it may lead to an underestimation in temperate regions (T. Doré, personal communication, 2011).

From an economic point of view, Eq. (2.13) is a production function representing the technical relationship between a quantity of output (yield) and a combination of inputs (fertilisers and pesticides).

### 2.3.3 Livestock production system

The quantity and composition of feed needed to produce one unit of animal product vary greatly around the world. This is modelled by two parameters: feed conversion factors denoted  $\beta$ , defined as the calories of feed needed to produce one calorie of animal food, and feed composition factors denoted  $\phi$ , defined as the share of each specific feed category in total feed. Feedstock categories are detailed in Sect. 2.2.3.  $\beta$  and  $\phi$  differs amongst animals and regions but also amongst production systems. The feed required by monogastrics and ruminants and its supply by pastures is represented in Fig. 2.10 except for animal products and scavenging because they are not associated with specific land-use. Feed conversion coefficients are quite different for meat, dairy products and eggs. They have been computed considering a constant share of these different products in the ruminant and monogastric production.

Following Bouwman et al. (2005), we consider two farming systems for ruminant production: (i) the extensive system where animals are fed mainly by grazing on extensive pastures and to some extent by scavenging; and (ii) the intensive system or mixed-landless for which animals are fed not only with grass but also with residues and fodder, food crops, animal products and by scavenging. For example, in Europe, ruminants are fed with 13 % of



Table 2.4: Monogastric feed conversion factor  $\beta_m$  (kcal of feed/kcal of monogastric product). Share of food crops  $\phi_m^{fc}$  and fodder  $\phi_m^{fodder}$  in feed. Calories of food crop needed to produce one calorie of monogastric meat and eggs  $\beta_m \times \phi_m^{fc}$ . Feed conversion factor of extensive ruminants  $\beta_{r,ext}$ . Share of grass in feed  $\phi_{r,ext}^{grass}$ . From Bouwman et al. (2005) and modified as explained in Sect. 2.5.4

Regions	$\beta_m$	$\phi_m^{fc}$	$\phi_m^{fodder}$	$\beta_m \times \phi_m^{fc}$	$\beta_{r,ext}$	$\phi_{r,ext}^{grass}$
USA	8.1	0.84	0.16	6.8	23.77	1.00
Canada	8.3	0.84	0.16	6.9	25.56	1.00
Europe	8.7	0.71	0.28	6.2	73.11	0.95
OECD Pacific	8.8	0.73	0.27	6.4	21.92	0.98
FSU	10.5	0.67	0.32	7.1	22.89	0.95
China	9.6	0.30	0.70	2.9	31.45	0.95
India	11.0	0.59	0.41	6.5	163.89	0.50
Brazil	9.8	0.70	0.30	6.9	88.68	0.95
Middle East	10.8	0.73	0.26	7.9	51.02	0.95
Africa	10.5	0.69	0.31	7.3	98.53	0.95
Rest of Asia	10.0	0.30	0.70	3.0	146.03	0.58
Rest of LAM	10.2	0.51	0.49	5.2	85.39	0.95

food crops, 33 % of residues and fodder crops and 53 % of grass (see Table 2.5). Scavenging and animal products account for a small share of the feed consumed by livestock except for scavenging in India – where it is assumed to cover half of ruminant needs (Bouwman et al., 2005).

To separate pasturelands and ruminant heads in each production system, Bouwman et al. (2005) assumed that ruminant heads belonging to the intensive system are located on a grid cell where the fraction of arable land is sufficiently high “to ensure that the production of crops for feeding animals [...] are available at short distance”. Indeed, even if some food crops are imported to feed ruminants, Bouwman et al. (2005) suppose that intensive animal farming almost always takes place near croplands. Monogastrics are fed mainly with food crops, residues and fodder. They are also fed with animal products but as for intensive ruminants they account for less than 1 % of the ration.

Representation of fodder crops in land-use models is usually rough. Though, fodder crops in USA, Canada and Europe account for more than 15 % of the total cropland area and up to 21 % in the former Soviet Union (Monfreda et al., 2008). Furthermore, the category residue and fodder constitutes an important share of the intensive ruminant feed ration ranging from 15 % in Canada to 34 % in the Middle East. Land-use for fodder production is not modelled due to an important deficit of data. FAO statistics on fodder production are incomplete, only five crops are inventoried: alfalfa, clover, silage maize, ray-grass and sorghum. Although Monfreda et al. (2008) enhanced data quality by using national inventories, statistics remain unreliable, in particular for Brazil and Asia. Nevertheless, several fodder crops are also included in the LPJmL CFTs (see Table 2.3), and some areas for fodder production are included in the Ramankutty et al. (2008) cropland map. Therefore, no new cropland land-use is added when additional residues and fodder are required by animals during a simulation, only cropland areas dedicated to fodder production inventoried by the FAO at the base year are included in the model in the *other* cropland category.

Table 2.5: Feed conversion factor of intensive ruminants  $\beta_{r,int}$  (kcal of feed/kcal of ruminant product). Share of food crops  $\phi_{r,int}^{fc}$ , fodder  $\phi_{r,int}^{fodder}$  and grass  $\phi_{r,int}^{grass}$  in feed. Calories of food crop needed to produce one calorie of intensive ruminant meat and milk  $\beta_{r,int} \times \phi_{r,int}^{fc}$ . From Bouwman et al. (2005) and modified as explained in Sect. 2.5.4

Regions	$\beta_{r,int}$	$\phi_{r,int}^{fc}$	$\phi_{r,int}^{fodder}$	$\phi_{r,int}^{grass}$	$\beta_{r,int} \times \phi_{r,int}^{fc}$
USA	11.5	0.25	0.19	0.56	2.8
Canada	13.2	0.29	0.15	0.56	3.8
Europe	10.0	0.13	0.33	0.53	1.4
OECD Pacific	13.7	0.19	0.25	0.55	2.5
FSU	12.9	0.21	0.25	0.53	2.7
China	18.4	0.10	0.28	0.57	1.9
India	19.2	0.03	0.30	0.17	0.6
Brazil	38.2	0.02	0.28	0.65	0.8
Middle East	12.3	0.29	0.34	0.30	3.6
Africa	33.5	0.08	0.28	0.59	2.7
Rest of Asia	33.5	0.09	0.25	0.35	3.0
Rest of LAM	31.6	0.06	0.24	0.64	2.0

Table 2.6: Consumed grass yield of intensive permanent pastures  $\rho_{past,int}^{grass}$  in  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ , intensive permanent pasture area  $S_{past,int}$  in Mha, production of intensive ruminant meat and milk per hectare of intensive permanent pasture  $\rho_{past}^{r,int}$  ( $= \rho_{past,int}^{grass} / (\beta_{r,int} \phi_{r,int}^{grass})$ ) in  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ . Consumed grass yield of extensive permanent pastures  $\rho_{past,ext}^{grass}$  in  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ , extensive permanent pasture area  $S_{past,ext}$  in Mha and, production of extensive ruminant meat and milk per hectare of extensive permanent pasture  $\rho_{past}^{r,ext}$  in  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ . Yield of pastures are the quantity of grass grazed on a unit of land and not the total grass grown.

Regions	$\rho_{past,int}^{grass}$	$S_{past,int}$	$\rho_{past}^{r,int}$	$\rho_{past,ext}^{grass}$	$S_{past,ext}$	$\rho_{past}^{r,ext}$
USA	6.3	120	1.0	2.3	104	0.10
Canada	19.5	5	2.6	1.8	15	0.07
Europe	13.7	74	2.6	16.5	2	0.24
OECD Pacific	5.9	24	0.8	2.4	254	0.11
FSU	7.8	48	1.1	0.3	285	0.01
China	5.4	74	0.5	2.8	198	0.09
India	54.1	4	16.8	2.8	7	0.03
Brazil	22.8	25	0.9	6.4	151	0.08
Middle East	5.7	7	1.5	0.7	81	0.01
Africa	6.5	64	0.3	1.7	700	0.02
Rest of Asia	24.4	12	2.1	8.1	119	0.10
Rest of LAM	14.6	43	0.7	3.9	282	0.05

### 2.3.4 Distribution of agricultural areas over land classes

Cropland, pasture and forest areas are allocated to land classes according to the representative potential yields described in Sect. 2.3.1.

Based on the distinction between the extensive and intensive livestock production systems, the Nexus Land-Use models the production frontier between the two systems according to economic principles inspired by the Ricardian theory. In this prospect, we consider a limit land class  $j_{\text{limit}}$  splitting agricultural lands in two parts: a first one corresponding to the intensive system where land classes have the highest potential yields and a second one corresponding to the extensive system, on lands with lower productivity (see Fig. 2.11). In this theoretical framework, croplands are supposed to be located on the intensive system where lands are more productive. Hence, at the base year, we assigned the least productive lands to the extensive system until the proportion of *dynamic* croplands become significant, the remaining part of the distribution being assigned to the intensive one. Cropland initially located in the extensive system – representing between 0 to 11 % of cropland area – are assigned to the *other* cropland category. The limit land class separating the two systems evolves during the simulation according to a cost minimisation criterion considering calorie and energy prices in a given region.

At the calibration, the distribution of permanent pastures over land classes is split into two land-use categories: extensive pastures are located to the left of the limit land class and intensive pastures, the areas given by Bouwman et al. (2005), are distributed into land classes proportionally to *dynamic* cropland (see Figs. 2.12 and 2.13).

In most regions, the area covered by pastures on high potential yield lands (to the right of the limit land class) is larger than the area of intensive pastures inventoried by Bouwman et al. (2005). The remaining pastures are referred to as residual pastures. Despite being located on the potential intensive side of the land distribution, we assume that these pastures have the same features as extensive ones. In the model, this use of land is assumed to be inefficient in the sense that production cost is not minimised. The residual pastures may correspond in reality to lands extensively managed because of geographic and institutional limitations (e.g. high transport cost, inadequate topography or specific land property rights, Merry et al., 2008).

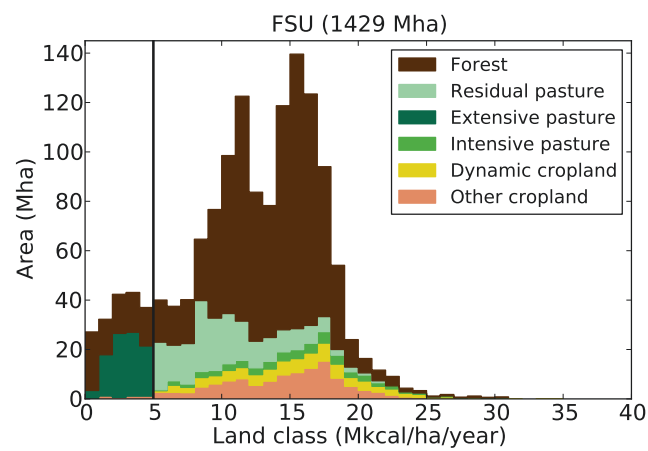


Figure 2.11: Illustration of the production frontier (limit land class  $j_{\text{limit}}$ ) on the histogram of the land area classes of potential yield in the former Soviet Union (black vertical bar). The intensive livestock system is located on the right of this frontier, and the extensive system on the left. When the profit of the intensive system increases relatively to the extensive one,  $j_{\text{limit}}$  decrease to lower fertile land classes (the black vertical bar moves to the left in the figure) and the corresponding extensive pastures becomes part of the intensive system. In the opposite case, the frontier moves to more fertile land classes and the extensive system increases at the expense of the intensive one. For more details, see Sect. 2.2.4 and Eq. (2.23) in Sect. 2.4.3. X-axis in  $\text{GJ ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  ranges from 0 to 167.

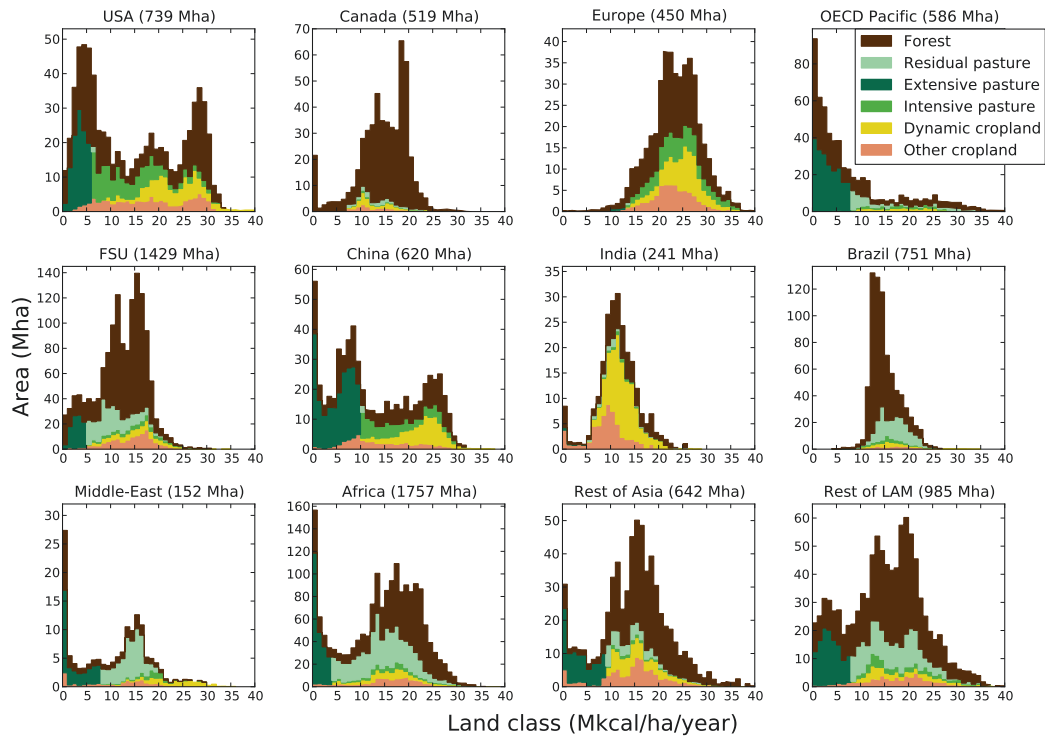


Figure 2.12: Histogram of the land area classes of potential yield in the 12 Nexus Land-Use regions at the base year 2001. X-axis in  $\text{GJ ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  ranges from 0 to 167.

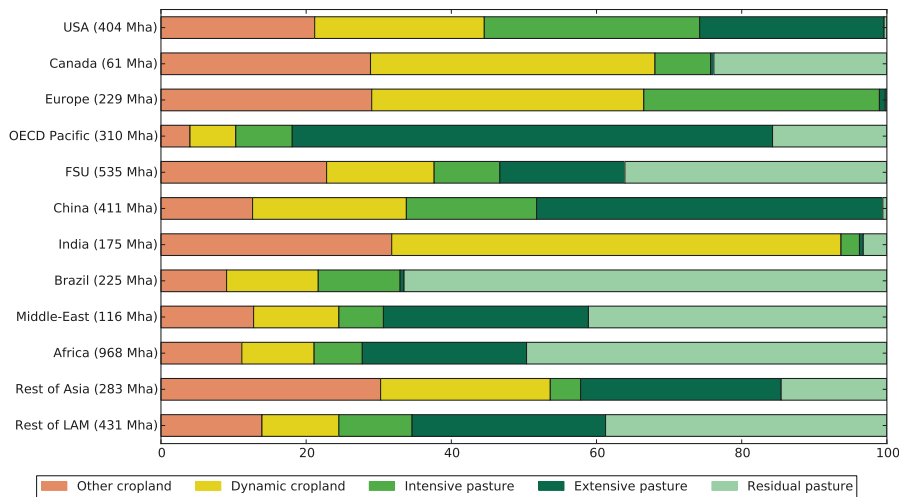


Figure 2.13: Share of different agricultural land-use types in the 12 regions of the model at the base year 2001.

## 2.4 Economic drivers and model dynamics

As a response to changes in the demand for agricultural biomass, with identified animal and vegetal calorie demands, the agricultural sector can adjust its production by either expanding agricultural lands over forest land or intensifying the production. Because land supply function is not implemented yet in the model, the expansion of agricultural land is constrained through prescribed deforestation scenarios in this study.

In Nexus Land-Use, the intensification of the production is driven up by two mechanisms: (i) increase in chemical fertilisers and pesticide inputs, (ii) replacement of biomass grazed by ruminants by concentrates, residues and fodder in animal feed composition. The first mechanism comes down to an increase of crop yield, and the second to a conversion of extensive into an intensive livestock production system. The intensification level that is achieved results from the minimisation of the total production cost.

### 2.4.1 Crop production

Crop yield increase with agricultural inputs (fertilisers and pesticides). Trade-offs between consumptions of labour and capital production factors are not represented in the model. Optimisation of costs thus results from our production function choice (see Sect. 2.3.2), which describes the biophysical dependency of yield on fertiliser and pesticide inputs. This comes down to implicitly considering that the decisions on labour and capital are independent from those on land and chemical inputs. In that, we assume that two choices are made, one for labour and capital, another for fertilisers, pesticides and land. In the model, we focus only on the second type of choice. As a consequence, substitutions that may exist between capital or labour and chemical inputs (e.g. herbicides reducing manual weed control) are not represented.

In each region, the annual cost function for a unit of cropland consists of

- A fixed cost per hectare per year FC corresponding to capital, non-mobile labour, business services and energy consumption for vehicles, buildings (heating, etc.) and other on-farm operations (drying of crops, etc.).
- An aggregate cost per hectare and per year for intermediate consumption of fertilisers and pesticides, denoted for each land class  $j$   $IC_j(\rho_j)$  and characterised by decreasing returns.  $IC_j(\rho_j)$  is defined as the inverse of the production function described in Sect. 2.3.2 and shown in Eq. (2.13). It presents the following mathematical form:

$$IC_j(\rho_j) = \alpha_{IC}(\rho_j^{\max} - \rho_j^{\min}) \left( \frac{\rho_j^{\max} - \rho_j^{\min}}{\rho_j^{\max} - \rho_j} - 1 \right) \quad (2.14)$$

- $p_\chi$  is the price index of fertilisers and pesticides intermediate consumption. Its evolution is derived from the energy prices trajectories computed by the Imaclim-R model.

This function is such that  $IC'_j(\rho_j) > 0$  and  $IC''_j(\rho_j) \leq 0$ . Calibration of the initial slope  $\alpha_{IC}$  (in \$Mkcal<sup>-1</sup>) is detailed in Sect. 2.5.2.

### 2.4.2 Livestock production

The production of meat and eggs from monogastric animals is assumed to take place exclusively in the intensive type of production system. On the other hand, the production

of ruminant meat and dairy takes place in either the extensive or the intensive system. In neither system is grass directly priced, but the calorie price reflects its costs in terms of land or of fixed costs per hectare.

The area of extensive pasture on the land class  $j$  is equal to the fraction  $f_j^{\text{Pext}}$  of the total agricultural area. In the extensive system, animal feed composition consists mainly of grass (and scavenging in India) and does not rely on any food crops, fodder or residues. We assume that this grass is grown without using any fertilisers or pesticides. As explained in Sect. 2.3.4, a share of these extensive pastures is also located on the most productive side of the distribution. On each land class  $j$ , these residual pastures cover a fraction  $f_j^{\text{Pres}}$  of the total agricultural area.

By contrast, in the intensive ruminant production system, animals are fed by food crops – in a proportion  $\phi_{r,\text{int}}^{\text{fc}}$  – grass, scavenging, animal products, residues and fodder (see Fig. 2.10). Food crops grown for feeding ruminants are produced in association with food crops production for human use on the fractions  $f_j^{\text{crop}}$  of agricultural area and necessitate a consumption of fertilisers and pesticides  $p_\chi \text{IC}_j(\rho_j)$  in  $\$ \text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ .

To account for costs other than fertilisers or pesticides, we use a specific method as no database distinguishes between the intensive and extensive livestock production system costs. We define a variable  $\text{FC}_{\text{tot}}$  that also incorporates the fixed cost of crop production  $\text{FC}$ . This variable is used to compare the opportunity cost of the intensive and extensive systems and can be interpreted either as the difference between the fixed cost per hectare in the extensive and in the intensive system or as the fixed cost in the intensive system, considering that this cost is negligible in the extensive one. This cost determines the limit land class between the intensive and extensive sectors. It is calibrated to meet the base year land distribution described in Sect. 2.3.4.

### 2.4.3 Minimisation program

The limit land class index between the extensive system and the intensive one is denoted  $j_{\text{limit}}$  and the upper bound of the land distribution is denoted  $j_{\text{max}}$ . Overall, the cost minimisation of the total production yields:

$$\text{Min}_{\rho_j, j_{\text{limit}}, D_{r,\text{int}}^{\text{fc}}, Q_{r,\text{int}}, Q_{r,\text{ext}}, D_{\text{surf}}} \left( \int_{j_{\text{limit}}}^{j_{\text{max}}} (p_\chi \text{IC}_j(\rho_j) + \text{FC}_{\text{tot}}) f_j^{\text{crop}} dj \right) D_{\text{surf}} \quad (2.15)$$

$$Q_{\text{other}}^{\text{fc}} + \int_{j_{\text{limit}}}^{j_{\text{max}}} f_j^{\text{crop}} \rho_j dj D_{\text{surf}} = (D_{r,\text{int}}^{\text{fc}} + D_{\text{h+m+agro}}^{\text{fc}} + \text{Exp}^{\text{fc}} - \text{Imp}^{\text{fc}})(1 + \omega_{\text{swof}}^{\text{fc}}) \quad (2.16)$$

$$(D_{\text{h}}^{\text{r}} + \text{Exp}^{\text{r}} - \text{Imp}^{\text{r}})(1 + \omega_{\text{swof}}^{\text{r}}) = Q_{r,\text{int}} + Q_{r,\text{ext}} \quad (2.17)$$

$$Q_{r,\text{ext}} = \left( \int_0^{j_{\text{limit}}} f_j^{\text{Pext}} dj + \int_{j_{\text{limit}}}^{j_{\text{max}}} f_j^{\text{Pres}} dj \right) \rho_{\text{past}}^{\text{r,ext}} D_{\text{surf}} \quad (2.18)$$

$$Q_{r,\text{int}} = \frac{D_{r,\text{int}}^{\text{fc}}}{\beta_{r,\text{int}} \phi_{r,\text{int}}^{\text{fc}}} \quad (2.19)$$

$$S_{\text{surf}} = D_{\text{surf}} \quad (2.20)$$

Variables are defined in Sect. 2.2.2 and in Table 2.9. As a reminder, all variables of this program are regional. Equations (2.16) to (2.20) display the constraints of the minimisation

program. Equation (2.16) relates to the constraint on food crop production,  $D_{h+m+agro}^{fc}$  gathering the other types of demand than feed use for ruminant animals (human, feed use for monogastrics, etc.). Equation (2.17) corresponds to the constraint on global ruminant production. Equation (2.18) is the constraint on ruminant production on extensive and residual pastures. Production of meat and milk per hectare of extensive pasture  $\rho_{past}^{r,ext}$  is considered to be constant over all land classes without consideration of corresponding potential yields for crops (Sect. 2.5.4). Equation (2.19) is the constraint on the intensive ruminant production from feed. Finally Eq. (2.20) provides the constraint on land availability.

The system is solved using the Lagrange multipliers method. The Lagrangian multiplier associated with the first constraint corresponds to the calorie price. The first order conditions on  $\rho_j$  is that the calorie price  $p_{cal}$  must be equal to the derivative of the function  $IC_j(\rho_j)$ , linking fertilising and pesticide applications to yield, times the cost of these inputs:

$$p_{cal} = p_{\chi} IC'_j(\rho_j)(1 + \omega_{swo}^{fc}) \quad (2.21)$$

The multipliers associated with the second, the third and the fourth constraint can be interpreted as the ruminant prices (global and for the extensive and intensive system). The solving of the minimisation program yields that these three multipliers are equal to each other. Hence, the price of a ruminant calorie is the same whether it is produced in the extensive system or in the intensive one. In the following, we denote it  $p_r$ . First order conditions on  $D_{r,int}^{fc}$  leads to

$$p_r = p_{cal}(1 + \omega_{swo}^r)\beta_{r,int}\phi_{r,int}^{fc} \quad (2.22)$$

The limit between the intensive and the extensive system is given by the equality of profits in both production systems obtained through the first order conditions on  $j_{limit}$ :

$$\left( \frac{p_{cal}\rho_{j_{limit}}}{1 + \omega_{swo}^{fc}} - p_{\chi} IC_{j_{limit}}(\rho_{j_{limit}}) - FC_{tot} \right) f_{j_{limit}}^{crop} + \frac{p_r f_{j_{limit}}^{Pres} \rho_{past}^{r,ext}}{1 + \omega_{swof}^r} = \frac{p_r f_{j_{limit}}^{Pext} \rho_{past}^{r,ext}}{1 + \omega_{swof}^r} \quad (2.23)$$

This relation can be easily interpreted. The intensive livestock production system is more productive than the extensive one because its productivity is linked to crop yield. On the other hand, it is also more costly because it requires more inputs and production factors. This sets a trade-off between the two systems: on high potential yield land classes, the productivity of the intensive system more than offsets its costs, making it more profitable; on the contrary, on low potential yield land classes, the extensive system will be more profitable, due to its costs and grass yield less dependent on the quality of land. The limit land class index between both systems  $j_{limit}$  is thus defined as the land (or land class in a discrete representation) over which the profit is equivalent between producing intensively or extensively, and where Eq. (2.23) holds. In our theoretical framework,  $j_{limit}$  corresponds to the Ricardian production frontier which moves towards less fertile land classes as the pressure on land grows.

As shown in Eq. (2.23), a fraction of extensive production  $p_r f_{j_{limit}}^{Pres} \rho_{past}^{r,ext}$  remains in the intensive livestock production system. This residual pasture production reflects the fact that some deviations from Ricardian theory may exist, preventing a clear segmentation between the intensive and extensive livestock production systems. These deviations can be related for example to geographic constraints such as accessibility issues, or to institutional distortions, such as flawed land property rights laws. We suppose that tensions on the agricultural system will encourage the policy makers to reduce those inefficiencies (by e.g.



Table 2.7: Calibrated calorie price  $p_{\text{cal}}$  value in 2001 ( $\$ \text{Mkcal}^{-1}$ ), calibrated initial slope of the production function  $\alpha_{\text{IC}}$  in  $\$ \text{Mkcal}^{-1}$  and GTAP 2001 intermediate consumption  $\text{IC}_\chi$  in billions of dollars.

Regions	$p_{\text{cal}}$	$\alpha_{\text{IC}}$	$\text{IC}_\chi$
USA	13.45	1.66	6.46
Canada	17.30	3.60	1.32
Europe	15.79	3.33	8.00
OECD Pacific	27.96	12.44	2.28
FSU	17.64	7.37	4.73
China	15.76	2.53	7.10
India	7.56	2.27	2.41
Brazil	15.70	2.87	1.77
Middle East	31.61	20.30	1.49
Africa	5.93	3.79	1.43
Rest of Asia	12.38	2.44	3.13
Rest of LAM	13.14	4.12	2.67

building better infrastructures or undertaking institutional reforms). For this reason, as mentioned in Sect. 2.2.4, the area of residual pastures in each land class get reduced as soon as the pressure on land, measured by the variations of  $j_{\text{limit}}$ , is higher than its reference level for year 2001. The conversion speed is linearly related with  $j_{\text{limit}}$ .

To simplify the resolution, the fractions  $f_{j_{\text{limit}}}^{\text{crop}}$ ,  $f_{j_{\text{limit}}}^{\text{Pres}}$  and  $f_{j_{\text{limit}}}^{\text{Pext}}$  in Eq. (2.23) are taken to be the share of each land type in its corresponding production system ( $f_{j_{\text{limit}}}^{\text{Pext}}$  is thus equal to one). Indeed, it avoids the computationally very expensive sorting of profits of each land class. It is also consistent with a view in which the trade-off is made between each system as a whole.

The multiplier associated with Eq. (2.20) can be interpreted as the shadow price of land. Finally, the expression of land rent denoted  $\lambda$  is the following:

$$\begin{aligned} \lambda = & p_{\text{cal}} \int_{j_{\text{limit}}}^{j_{\text{max}}} f_j^{\text{crop}} \rho_j dj - \int_{j_{\text{limit}}}^{j_{\text{max}}} (p_\chi \text{IC}_j(\rho_j) + \text{FC}_{\text{tot}}) f_j^{\text{crop}} dj \\ & + p_r \left( \int_0^{j_{\text{limit}}} f_j^{\text{Pext}} dj + \int_{j_{\text{limit}}}^{j_{\text{max}}} f_j^{\text{Pres}} dj \right) \rho_{\text{past}}^{\text{r,ext}} \end{aligned} \quad (2.24)$$

Following the Ricardian theory, the land rent is as a surplus paying “the original and indestructible powers of the soil” (Ricardo, 1817) that reflects the scarcity and the heterogeneous quality of land.

#### 2.4.4 International trade

The trade of both food crops (for human as well as animal use) and ruminant calories are considered in our model. Trade of monogastrics is considered constant at its 2001 level. Indeed, it essentially takes place in regions where monogastric animals are industrially produced and where the share of residues and fodder in the feed ration ( $\phi_{m,k}^{\text{fodder}}$ ) is small. Yet, in the Nexus Land-Use modelling framework – where residues and fodder are considered to be free – the higher the  $\phi_{m,k}^{\text{fodder}}$  the lower the price will be. Hence, the price of monogastric

products does not account well for the propensity of a region to export. We hypothesise that this simplification does not significantly influence the results of the model because the demand for monogastric products is converted into a demand for food crops for feed use for which trade is modelled.

The representations of trade for food crops and ruminant products rely on the same modelling principles. For this reason, we detail only the trade for food crops in this section.

Agricultural commodities can be considered to be perfect substitutes for merchandise of the same kind supplied by any other country. Therefore, the international trade is modelled by using a pool representation without any consideration of the geographic origin of goods: the global demand for imports of calories is aggregated into a single set of homogeneous goods and shared among regions according to export functions.

Demand for imports is supposed to be driven by price ratios taking into account food sovereignty and security considerations: the share of the domestic demand which is supplied by imports is supposed to be a growing functions of price ratios between domestic and world prices. Hence, even if domestic price happens to be higher than world price, a share of the demand remains domestically produced.

Export shares are solely determined by relative prices, using functions reflecting the imperfect competition on the international markets of agricultural goods. As previously mentioned, the sources of imperfect competition are not related with the place of production of the goods, but to other reasons such as import barriers or export tariffs.

More specifically, imports of food crops for each region are calculated by addressing the regional demand to a pool according to a share function based on the regional calorie price  $p_{\text{cal}_k}$  and the world calorie price  $p_{\text{cal}}^w$  defined as follows:

$$p_{\text{cal}}^w = \sum \text{ShareExp}_k \times p_{\text{cal}_k} \quad (2.25)$$

where  $\text{ShareExp}_k$  is the export share of region  $k$  in the pool. It is set equal to  $\frac{\alpha_k^{\text{exp}} p_{\text{cal}_k}^{-2}}{\sum_k \alpha_k^{\text{exp}} p_{\text{cal}_k}^{-2}}$ . Import and export functions for region  $k$  are thus given by

$$\text{Imp}_k^{\text{fc}} = \alpha_k^{\text{imp}} \times \frac{p_{\text{cal}_k}}{p_{\text{cal}}^w} \times D_k^{\text{fc}} \quad (2.26)$$

$$\text{Exp}_k^{\text{fc}} = \frac{\alpha_k^{\text{exp}} p_{\text{cal}_k}^{-2}}{\sum_k \alpha_k^{\text{exp}} p_{\text{cal}_k}^{-2}} \times \sum_k \text{Imp}_k^{\text{fc}} \quad (2.27)$$

$\alpha_k^{\text{exp}}$  and  $\alpha_k^{\text{imp}}$  are regional coefficients calibrated on actual import and export volumes from the Agribiom database in 2001. Exports of agricultural goods present the particular feature that they are all the more restricted than there is tension on food security. Export bans that occurred during the 2008 food crisis in several countries (India, Brazil, Kenya, etc.), or more recently in Russia after the heat wave of summer 2010, are characteristic examples (Demeke et al., 2009). To reflect such food security concerns for the long-term, export capacities for food crops are incorporated and defined as the gap between the potential production  $\sum \rho_{j,k}^{\text{max}} f_{j,k}^{\text{crop}} S_{\text{surf},k}$  and the domestic demand for plant food.

In accordance with the facts, this representation allows a region to simultaneously import and export a same category of goods, and countries facing different production costs may be present on the market. Another consequence of this modelling choice for international trade is related to the aggregation in calories. Indeed, the simultaneous imports and exports may also be interpreted as underlying fluxes of different commodities that we do not try to model separately.

Table 2.8: Compartmentalisation of food biomasses in Agribiom.

Group	Compartments	SUA products lines (FAO Commodity Balances)
Plant products (terrestrial)	Vege	Wheat, rice and other grains of cereals; Bran; Maize and rice bran oils; Beans, peas and other pulses; Cassava, potatoes and other roots or tubers; Tomatoes, onions and other vegetables; Apple, oranges and other fruit; Soya bean, cottonseeds, olives and other oilseeds or tree nuts with their by-products (oils, cakes); Sugars and molasses; Wine, beer and other; Cocoa, coffee and tea; Pepper, cloves and other spices.
Animal products (terrestrial)	Rumi (grazing)	Bovine meat, mutton, goat meat and other meat; Edible offal; Meat meal; Milk (excluding butter), butter, ghee, cream; Raw animal fat.
	Mono	Eggs, pig meat, poultry meat.
Aquatic products	Aqua	Freshwater fish
	Mari	Demersal fish, pelagic fish and other marine fish with their by products (oils, meals); Crustaceans, cephalopods and other molluscs, aquatic meat and plants.

## 2.5 Model calibration

Unless otherwise specified, the model parameters are calibrated against agricultural and economical statistics (Agribiom, GTAP) for base year 2001 in each region (see Table 2.9 for a list of calibrated parameters). This section describes the Agribiom data set, which provides to the Nexus Land-Use data of food supply and use for the base year.

### 2.5.1 World supply and use of crop calories

Each year, the Nexus Land-Use model calculates a global biomass balance (Fig. 2.3) equalising the annual flows of edible biomass which are produced, traded and consumed. The balance is expressed in kilocalories by aggregating many different products according to their origin (plants, ruminants, etc.), and not in tons of biomass for a range of commodities, as in most other economic models.

From a single country to the whole world, Agribiom generates synthetic and coherent estimates on the past (Dorin, 2011) and can be used to simulate and explore future possible resource-use balances of edible biomass. Its construction was initiated in 2006 with the aim of creating a tool for use in collective scenario-building such as Agrimonde (Paillard et al., 2011) and in hybrid modelling exercises such as the one presented in this paper. The basic principle of Agribiom is to link human food diets with spaces (crops, pastures, freshwater, continental shelves, etc.) supplying edible biomass (grain, tuber, fruit, vegetable, milk, meat, fish, etc.) through resource-use balances in kilocalories that take into account trade between countries. Such balances were estimated since 1961 for five categories of edible products: plant products from croplands, products from grazing (ruminant) and non-grazing (monogastric) animals, products from freshwater or sea water. They aggregate 109 agricultural products (or group of products) edible in their primary form and for which the FAO (2012) provides annual country-level Supply-Utilisation Accounts (SUA) in metric tones (Table 2.8).

The SUA volumes in tons are converted into kilocalories (kcal) via a process which uses nutritional coefficients provided by FAO (2001) or Gebhardt et al. (2006) and assumptions regarding the processing of primary products (e.g. soybean) into secondary products (e.g. soya oil and oilcake). The output in kilocalories is similar to the supply-utilisation accounts of FAO, but without a Processed column on the right side:

$$Q_{AB}^i - \text{Exp}_{AB}^i + \text{Imp}_{AB}^i + \delta_{\text{stock},AB}^i = D_{h,AB}^i + \text{Feed}_{AB}^i + \text{Seed}_{AB}^i + \text{Waste}_{AB}^i + \text{Other}_{AB}^i \quad (2.28)$$

where:

- AB subscript stands for Agribiom.
- $i$  subscript is a category of food biomass: food crop (fc), ruminant (rumi) and monogastric (monog).
- $Q$  is the production (kcal).
- Exp is the exports (kcal).
- Imp is the imports (kcal).
- $\delta_{\text{stock},AB}^i$  is the stock variation (negative sign if de-stocking) (kcal).
- $D_{h,AB}^i$  is the quantity used for feeding humans (kcal).
- Feed is the quantity used for feeding animals (kcal).
- Seed is the quantity used for reproductive purposes (seed, eggs, etc.) (kcal).
- Waste is the wasted quantity between the general available quantities (Production – Exports + Imports +  $\Delta$ Stocks) and their allocation to a specific use (food, feed, etc.); note that this does not include losses occurring before and during harvesting, or wastage occurring in the household (kcal).
- Other is the quantity used for non-food purposes: lubricants, energy, etc. (kcal).

In the Nexus model,  $\delta_{\text{stock},AB}^i$  is neglected. The share of seed, waste at the agricultural stage and other non-food biomass is considered to be a constant fraction of the total crop production for all the simulation. This fraction is denoted  $\omega_{\text{swo}}^{\text{fc}}$  and is defined in Eq. (2.29). Corresponding coefficients for monogastrics and ruminants are  $\omega_{\text{swof}}^{\text{m}}$  and  $\omega_{\text{swof}}^{\text{r}}$ , which also accounts for feed use (whey, bone and fish meal, etc.).

$$\omega_{\text{swo}}^{\text{fc}} = \frac{\text{Seed}_{AB}^{\text{fc}} + \text{Waste}_{AB}^{\text{fc}} + \text{Other}_{AB}^{\text{fc}}}{D_{h,AB}^{\text{fc}} + D_{\text{feed},AB}^{\text{fc}} + \text{Exp}_{AB}^{\text{fc}} - \text{Imp}_{AB}^{\text{fc}}} \quad (2.29)$$

The consumption of crop products used as feed for livestock intensive systems is calculated using the production of monogastric and ruminant animals in the intensive system and Bouwman et al. (2005) conversion factors (see Eq. 2.30). The monogastric production statistics are taken from Agribiom. The ruminant production by the intensive system at the base year  $Q_{r,\text{int}}^{2001}$  is diagnosed as a fraction of the total ruminant production of Agribiom according to data from Bouwman et al. (2005) on intensive grazing.

$$Q_{\text{feed},2001}^{\text{fc}} = Q_{\text{m}}^{\text{AB}} \beta_{\text{m}} \phi_{\text{m}}^{\text{fc}} + Q_{r,\text{int}}^{2001} \beta_{r,\text{int}} \phi_{r,\text{int}}^{\text{fc}} \quad (2.30)$$

As previously mentioned in Sect. 2.2.3, data from LPJmL do not cover all food crop production. The rest of the production is denoted  $Q_{\text{other crop}}^{\text{fc}}$ . Evolution of the quantity produced on the *other* croplands category as well as its corresponding yields are forced by an external scenario. Its production at the base year is deduced from Eq. (2.31), as given by

$$Q_{\text{dyn crop}}^{\text{fc}} + Q_{\text{other crop}}^{\text{fc}} = (D_{\text{h,AB}}^{\text{fc}} + D_{\text{feed,2001}}^{\text{fc}} + \text{Exp}_{\text{AB}}^{\text{fc}} - \text{Imp}_{\text{AB}}^{\text{fc}})\omega_{\text{sw0}}^{\text{fc}} \quad (2.31)$$

where  $Q_{\text{dyn crop}}^{\text{fc}}$  is the *dynamic* production calculated using actual yields.

## 2.5.2 Calibration of the production function and the regional price of food crops calories for base year 2001

In this section, we describe the calibration of the initial slope of the production function  $\alpha_{\text{IC}}$  and the calorie price  $p_{\text{cal}}$  at base year 2001 in each region. This calibration is done in two steps. The assumptions that the minimum yields are equal to 10 % of potential yield (see Sect. 2.3.2), implies that the yield value minimising farmers' cost is proportional to the potential yield values over each land class.

$$\frac{\rho_j(p_{\text{cal}})}{\rho_j^{\text{max}}} = 1 - (1 - 0.1)\sqrt{\frac{\alpha_{\text{IC}} \times p_{\chi}}{p_{\text{cal}}}} \quad (2.32)$$

To make possible the calibration of the production function, yields are firstly computed so that the total production remains equal to the base year production:

$$\sum \rho_j f_j^{\text{crop}} S_{\text{surf}} = \sum \rho_j^{\text{actual}} f_j^{\text{crop}} S_{\text{surf}} \quad (2.33)$$

To assess the validity of the resulting distribution of yields over land classes, correlation coefficients between computed base year yields  $\rho_j$  and actual yields  $\rho_j^{\text{actual}}$  from LPJmL are computed for each region. They are generally above 0.8 except for Brazil where the correlation coefficient is 0.69, meaning that our linear model gives a good approximation of the reality. Then, the following system of equations is solved in  $p_{\text{cal}}$  and  $\alpha_{\text{IC}}$ :

$$\text{IC}'_j(\rho_j) = \alpha_{\text{IC}} \left( \frac{\rho_j^{\text{max}} - \rho_j^{\text{min}}}{\rho_j^{\text{max}} - \rho_j} \right)^2 = \frac{p_{\text{cal}}}{p_{\chi}} \quad (2.34)$$

$$\sum_j p_{\chi} \text{IC}'_j(\rho_j) f_j^{\text{crop}} S_{\text{surf}} = \text{IC}_{\chi} \quad (2.35)$$

Equation (2.34) results from the first order conditions for cost minimisation (see Sect. 2.4.3). In Eq. (2.35), the sum of the intermediate consumption of each land class is set equal to the intermediate consumption from  $\text{IC}_{\chi}$  coming from the GTAP 6 database (GTAP, 2006).  $\text{IC}_{\chi}$  is the regional consumption of the part of the agricultural sector modelled in LPJmL from the chemical and mineral sectors (Table 2.7). GTAP categories corresponding to the chemical and mineral sectors are: chemical, rubber, plastic products and mineral necessities. GTAP categories corresponding to the agricultural sector modelled in LPJmL are wheat, oil seeds, rice and cereal grain necessities. Sugar beet and sugar cane are aggregated into one single GTAP category. As sugar cane is not modelled in LPJmL, this category was removed in regions where sugar cane was believed to be in majority (India, Brazil, Rest of

Asia, Rest of Latin America, Middle East, OECD pacific and Africa) and added elsewhere. The calibrated calorie price value in 2001 and the initial slope of the production function are presented in Table 2.7.

### 2.5.3 Calibration of fixed costs per hectare

The parameter  $FC_{\text{tot}}$  is calibrated so as to ensure that at the base year the equality between costs in the intensive system and in the extensive one at the frontier  $j_{\text{limit}}$  holds (see Sect. 2.4.3 Eq. 2.23). This yields:

$$FC_{\text{tot}} = p_{\text{cal}}\rho_{j_{\text{limit}}} - p_{\chi}IC_{j_{\text{limit}}}(\rho_{j_{\text{limit}}}) + \frac{p_r\rho_{\text{past}}^{\text{r,ext}}(f_{j_{\text{limit}}}^{\text{Pext}} - f_{j_{\text{limit}}}^{\text{Pres}})}{f_{j_{\text{limit}}}^{\text{crop}}} \quad (2.36)$$

### 2.5.4 Adjustments to the livestock model

In this section, we describe calculation of grass yield and modifications brought to Bouwman et al. (2005) feed conversion factor of intensive and extensive ruminants.

FAO statistics on animal products include a category called animal fat for which no breakdown between ruminant and monogastric animals is available. In Agribiom, this animal fat was entirely added to the ruminant production while Bouwman et al. (2005) ignore it. Therefore, to remain consistent with the Agribiom database, we modify the feed conversion factors for intensive and extensive ruminants  $\beta_{\text{r,ext}}$  and  $\beta_{\text{r,int}}$  to add this production of fat. Parameters of the Nexus Land-Use livestock production model are shown on Tables 2.4 and 2.5.

Potential yields apply only to *dynamic* cropland and are not used to calculate grass yields. In the Nexus Land-Use, the grass yields at the base year are calibrated as the ratio between grass needs and pasture areas in each livestock production system. The quantification of total permanent pasture area is highly uncertain due to the unclear distinction between rangeland and grassland pastures in national inventories (Ramankutty et al., 2008). The Ramankutty et al. (2008) data set is believed to be more reliable than the FAO statistics used by Bouwman because it combines satellite data and national inventories. For this reason, we calibrate the sum extensive and residual pastures area as the difference between total pasture area inventoried by Ramankutty et al. (2008) and the intensive pasture area from Bouwman et al. (2005). For each region of the model, the resulting extensive pasture area is combined with the total extensive ruminant grass consumption in the region, given by Bouwman et al. (2005), to obtain the yield of extensive pasture. In the same way, yield on intensive pastures is calculated by dividing the intensive ruminants grass consumption from Bouwman et al. (2005) with intensive pasture areas (Table 2.6). These pastures yields are the quantity of grass grazed (as opposed to total grass grown) on a unit of land.

## 2.6 Example of model outputs

### 2.6.1 Scope, parameters and scenarios

This section provides a sensitivity analysis giving some insights on the functioning of the model. To this end, we run the Nexus Land-Use until 2050 for different evolutions of the size of arable lands and of the values of energy and chemical inputs price  $p_{\chi}$ . For each of these

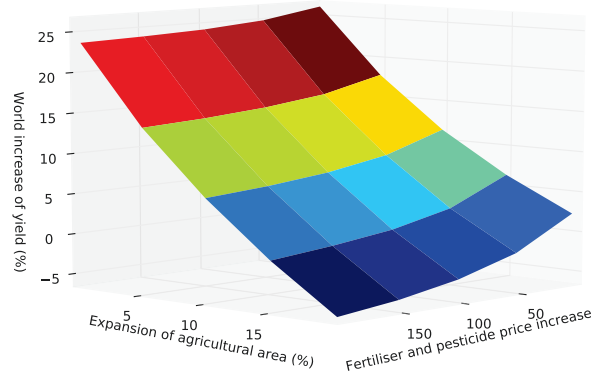


Figure 2.14: Variations of crop yields in function of chemical inputs price and expansion rate of agricultural lands 2001 and 2050.

simulations, food consumption increases following a scenario inspired by the Millennium Ecosystem Assessment scenario “Global Orchestration” (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005). Population grows according to the median scenario of the United Nations (United Nations, Department of Economic and Social affairs, Population Division, 2004) and agrofuel production is set constant at its 2001 level for the sake of simplicity. The maximal conversion speed of residual pastures is set to 20 % per year. The area of the *other* cropland category and its corresponding production is fixed at its 2001 level.

In the model, adjustments to variations of production are governed by the evolutions of crop yields and the area of extensive pastures. Given their critical role, we present on Figs. 2.15 and 2.14 the 2050 values of these two key drivers resulting from each simulations. The evolutions of crop yields are represented using a world crop yield defined as the mean of each regional crop yield weighted by regional cropland areas. The area of extensive pastures is computed as the share of the area of extensive pastures in the total area of agricultural lands.

To exhibit the consequences of relaxing land pressure in the most readable way, we choose to crudely apply a same rate of expansion of agricultural lands to each of the 12 regions of the model, even if in some cases this scenario is not coherent with the actual evolution. In these simulations the selected expansion of agricultural areas between 2001 and 2050 ranges between 0 and 20 %.

The value of the fertiliser and pesticide price index  $p_\chi$  is set equal to one at the base year in every regions of the model. For this sensitivity simulation, variations to 2050 range between 0 % and +200 %. Here again, we aim only at exploring the consequences of hypothetical variations of  $p_\chi$  on the key drivers of the model, without particular regards to the realism of the envisaged evolutions. The run corresponding to a +100 % increase in fertiliser and pesticide price index and an expansion of agricultural areas of 10 % is detailed in Appendix 2.A.

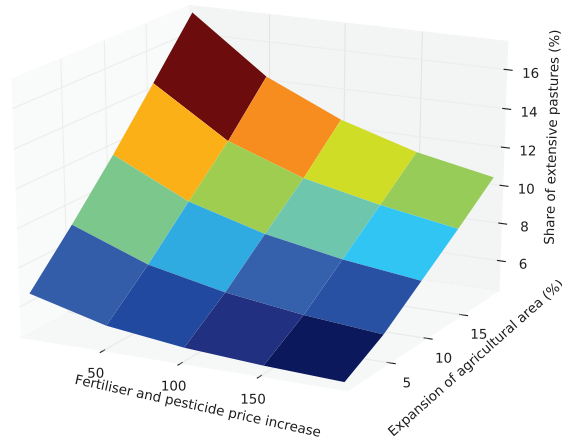


Figure 2.15: Variations of the proportion of extensive pastures in function of chemical inputs price and expansion rate of agricultural lands between 2001 and 2050.

## 2.6.2 Key results

In the Nexus Land-Use, crop yields result from the trade-off between land and chemical inputs prices. Hence, an increase of  $p_\chi$  disadvantages the use of chemical inputs over land and generate a yield reduction *ceteris paribus*. This effect stands out clearly in Fig. 2.14. Conversely, as arable land becomes scarcer, its shadow costs  $\lambda$  increase, favouring all other things being equal the use of chemical inputs and prompting up yield increase. The form of the layer indicates that land scarcity tends to reduce the elasticity of yield with respect to  $p_\chi$ , showing that as land pressure grows, the flexibility to choose yields considering chemical and energy prices diminishes. When the pressure on land is low, the elasticity of yields to  $p_\chi$  is such that it brings out the non-linear form of the crop production function (see Sect. 2.3.2). When the pressure on land peaks (at lowest rate of expansion of agricultural lands), this elasticity diminishes, revealing a smaller non-linearity. The volume of consumption of chemical inputs, also provided by the model, follows the same pattern as the yields: a doubling of  $p_\chi$  induces a reduction of 4% of the 2050 chemical inputs consumption when the size of agricultural lands remains constant and a reduction of 11% with expansion of agricultural lands of 20%.

Figure 2.15 shows that the proportion of extensive pastures diminishes as  $p_\chi$  rises and as the deforestation rate drops. When  $p_\chi$  increases, it is actually necessary to intensify the livestock production by converting extensive pastures into crop or intensive pastures, in order to compensate the loss of production due to the fall of yield resulting from the rise of  $p_\chi$ . Moreover, when the expansion of agricultural lands decreases and the arable lands become scarcer, the production must be intensified both by pushing up yields and by converting extensive pastures.

## 2.7 Discussion

The model presented here is at its first step of development and several paths of improvement are possible. In the current version of the model, the mix of cultivated crops is supposed



to be constant over time. This implicitly accounts for agronomic choices, local preferences, cropping system (rotations) and so on. Nevertheless, this may lead to over- or underestimation of the potential yield. For example a scenario with a high demand for animal products should trigger a shift in production resulting in an increased share of a crop like maize in the crop mix. Such a shift should feedback on the potential yield, because of the better caloric productivity of this particular crop. Given the assumption of a constant mix of cultivated crops, the Nexus Land-Use cannot account for this effect. As the crop mix is composed of relatively homogeneous crops with respect to their yield, we consider that this error is not greater than the one we would have made by computing another mix of crops disconnected from the patterns previously mentioned. In future versions of the model, this issue could be overcome by modifying the potential yield according to the projected mix of crops. The land-use map used in the model is only one of the possible land use maps. The classification of pastures and forests may be different in other maps. For example, world pasture area would have been 70 % larger if the Erb et al. (2007) land-use data set had been used.

The production function could be improved in several ways. This firstly concerns the representation of capital and labour. Even if it is not the main focus of the model, exploring the consequences of the agricultural intensification on the labour market could be interesting, especially in developing countries where agricultural manpower still constitutes an important share of the working population. Some ameliorations could also be brought to model manure use, which is for the moment simply incorporated in the calibration coefficients. Indeed, an increase of animal production also means an increase in available manure which could be substitutable to industrial fertilisers and allow for a reduction of intensification costs. Several solutions are possible, the simplest would be to index the coefficients of the production function on the animal production per cultivated hectares.

Modelling a Ricardian frontier makes it possible to represent the yield decrease resulting from the cultivation of lower quality lands. However, decision making in land-use does not exclusively follow Ricardian principles. There is a large diversity of factor influencing land allocation. For example, market imperfections, such as an opaque land market and a limited access to credit by farmers may limit an efficient use of land. Residual pastures is a land-use category on which the cost is not minimised and accounts in this way for some of these economic imperfections. Brazil – whose agricultural system is characterised by large market imperfections (de Gouvello et al., 2010; Merry et al., 2008) – appears to be the country with the largest share of residual pastures in the model (see Fig. 2.13). Regions with the lowest share of residual pastures are the USA, Europe, India and Asian countries. These regions have actually been at the cutting edge of the Green Revolution, which has favoured a more efficient use of land by, for example, improving the institutional environment (creation of rural financial institutions, etc.). Another deviation from Ricardian decision making is related to risk management by farmers. Rosenzweig and Binswanger (1993) highlighted the importance of this issue for understanding the allocation of production resources. For instance, risk aversion may explain why farmers – especially in developing countries – do not always use the optimal amount of fertilisers and pesticides. In spite of its importance, risk management is ignored in the Nexus Land-Use and should be a component of future development.

Finally, agronomic representation used in the Nexus Land-Use is based on a distribution of land into land classes of potential yields which may not match reality, in part because they are based on a vegetation model, here LPJmL. As mentioned in Sect. 2.3.1, potential yields are not correct everywhere, notably because of issues on multi-cropping representation, the lack of perennial crops and errors due to the LPJmL CFT approach. Also, potential yields are a theoretical construct based on many assumptions such as the variety parametrisation

or photosynthetic efficiencies. More fundamentally, the Nexus Land-Use is designed within the green revolution paradigm based on the selection of varieties, use of chemical fertilisers and pesticide inputs and low labour intensive production, but ignores other promising possibilities such as agroecology (Francis et al., 2003; Wezel et al., 2009).

## 2.8 Conclusion

Interactions concerning food demand, biomass energy and forest at the global scale are subject to growing interest, especially regarding indirect land-use changes (Searchinger et al., 2008) and the consequences for food prices of agrofuel production and forest preservation (Baier et al., 2009; Tokgoz and Elobeid, 2006; Wise et al., 2009). This study presents a new global model approach to tackling this issue by providing a detailed representation of agricultural intensification mechanisms – which are viewed as a key driver to bridge conflicts on land-use (van Vuuren et al., 2009) – in a structure accounting for the main types of demand for biomass at the global scale.

In contrast to most land-use models, intensification is described in the Nexus Land-Use for food crops production, through the non-linear effect of an increase of chemical inputs, and for livestock production as well, through conversion of pasture into cropland according to a Ricardian logic taking into account sub-optimality linked to geographic (e.g. accessibility) or institutional (e.g. land property rights) limitations. This description relies on a hybrid representation where intensification results from economic as well as biophysical processes, sharing some similarities with MAgPIE (Lotze-Campen et al., 2008) or GLOBIOM (Havlík et al., 2011).

This methodology has several advantages. First, the integration in the Nexus Land-Use model of regional land area distributions of potential yields and the modelling of a Ricardian frontier of production make it possible to explicitly represent the variations of yield induced by the expansion of cropland on marginal lands. The relevance of representing such mechanism has already been shown in van Meijl et al. (2006). Secondly, technical change can be simulated both in agronomy – through a prescribed increase of potential yields – and in zootechnics – through a change of livestock production model parameters.

The Nexus Land-Use framework makes it possible to explore jointly the effect of changes in food diet with respect to total calories and animal share, agrofuel production and deforestation in a context of changing energy price. Some sensitivity scenarios were explored with a special focus on the effect of future deforestation and rising energy prices on agricultural intensification. According to these results, an increase of energy price induces a yield reduction and a diminution of extensive pastures area. Reducing deforestation also decreases extensive pasture area but leads to a growing consumption of agricultural inputs. Most importantly, these results show that incorporating biophysical constraints in a land-use model generates a non-linear response of crop yield and extensive pastures area to variations of energy price and deforestation rate.

## 2.A Appendix: Sample output run

To illustrate the model functioning, this section details a run of the sensitivity analysis shown in Sect. 2.6. The selected run corresponds to an expansion of agricultural areas of 10% and to a fertiliser and pesticide price increase by +100% up to 2050. Given our scenario of population and diet (see Sect. 2.6.1), the global food demand rises by +60% for plant food

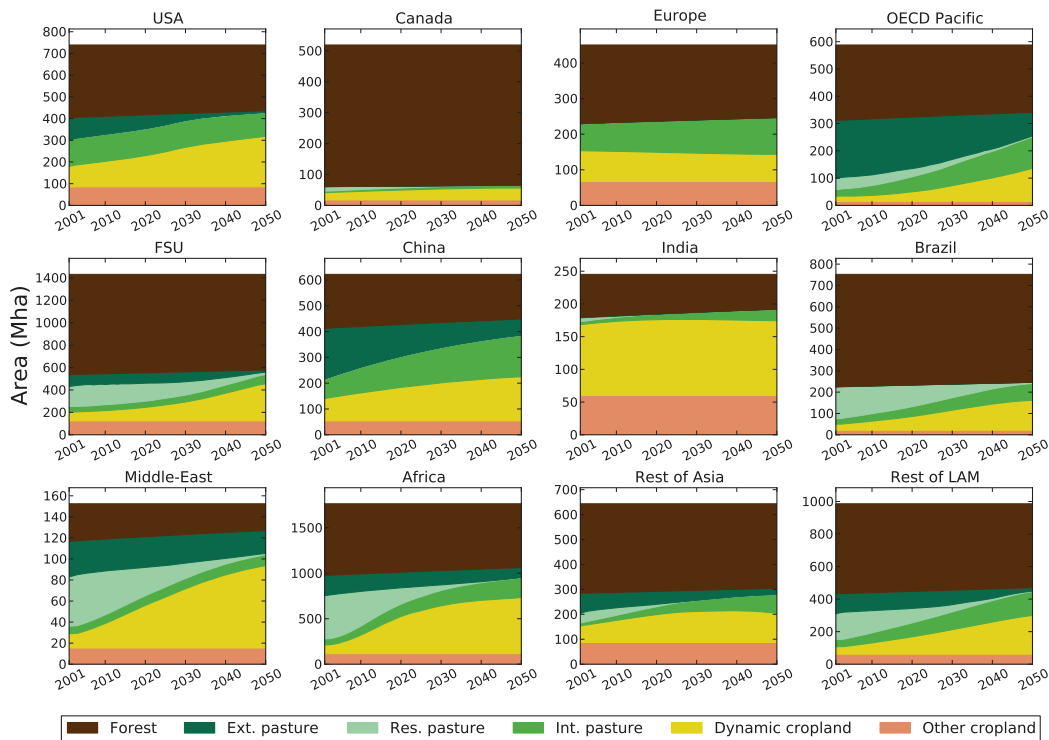


Figure 2.16: Land-use changes simulated by the Nexus Land-Use. Expansion of agricultural areas is set to 10% and fertiliser and pesticide price increases by +100 % up to 2050.

products (which excludes feed) and by +160% for animal products.

Figure 2.16 shows the land-use changes computed by the model in the 12 regions of the world. It exhibits a sharp increase in cropland area for most regions. In the model, the agricultural sector trades off between increasing yield by adding chemical inputs and expanding cropland area on extensively managed pastures (including residual pastures). As a result, regions with the highest share of extensive pasture – OECD Pacific, Brazil, Middle East and Africa – experience the most significant evolution of cropland area from +220 % to +300 %, while the distribution of agricultural area is almost steady in Europe and India where livestock production is exclusively intensive. Because the cropland expansion occurs mainly on extensive pastures which are mostly located on lower quality lands, the global average yield only increase by 2.5 %. Nonetheless, the global yield gap decreases from 47 % to 42 %.

The world calory price increases threefold. Rises in food prices is more pronounced in India and the rest of Asia and is lowest in Brazil, the former Soviet Union (FSU) and Africa. India and the rest of Asia actually experience a strong increase in their food demand, especially with regards to animal products, and have relatively few productivity reserves be it in terms of yield gap or extensive pastures areas. Given these price evolutions, these two regions become major importers (importing respectively 58 % and 40 % of their consumption of food crops in 2050), while USA, FSU, Canada, rest of Latin America and Brazil are major exporters (exporting from 34 % to 62 % of their food crop production (Fig. 2.17).

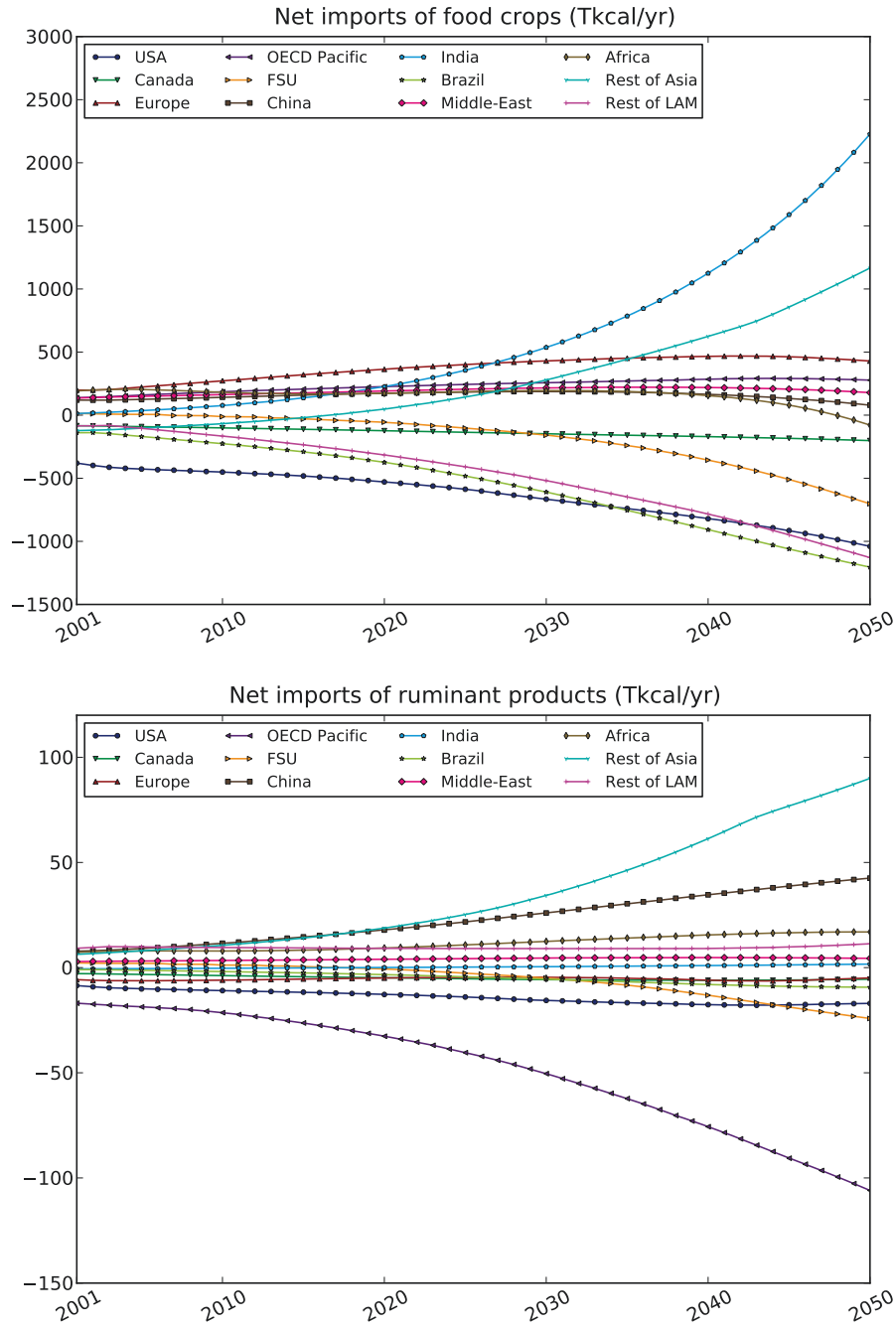


Figure 2.17: Net imports of food crops (top), and ruminant products (bottom) resulting from the sample output run. 1 Tera kilo calorie ( $10^{12}$  kcal) = 4.1868 Peta Joules ( $10^{15}$  J).

Table 2.9: Main notations. Except  $p_{\text{cal}}^w$ , they are all regional.  $(t)$  means evolving through the simulation.  $j$  is the subscript of land classes.

Forcing $(t)$	$D_{\text{h}}^{\text{fc}}, D_{\text{h}}^{\text{m}}, D_{\text{h}}^{\text{r}}$	Demand of food crops (fc), monogastrics (m) and ruminants (r) products for humans (h) in $\text{kcal yr}^{-1}$ .
	$D_{\text{agrofuel}}^{\text{fc}}$	Demand of food crops for agrofuel production in $\text{kcal yr}^{-1}$ .
	$S_{\text{surf}}$	Supply of agricultural area excluding <i>other</i> croplands, including <i>dynamic</i> croplands, extensive, intensive and residual pastures in ha.
	$p_{\chi}$	Index of fertiliser and pesticide price.
Data for calibration	$\rho_j^{\text{actual}}$	Actual yield per land class (mean through the 1999–2003 period) in $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ .
	$\text{IC}_{\chi}$	Consumption of the part of the agricultural sector modelled in LPJmL from the chemical and mineral sectors in 2001 in \$ (see Sect. 2.5.2).
Calibrated parameters	$\omega_{\text{swof}}^{\text{fc}}, \omega_{\text{swof}}^{\text{m}}, \omega_{\text{swof}}^{\text{r}}$	Share of Seed, Waste at the farm level, Other uses of food crops excluding agrofuel production and Feed (only for monogastrics and ruminants) in total production of Food Crop, Monogastric and Ruminant products.
	$Q_{\text{other crop}}^{\text{fc}}$	<i>Other</i> production of food crops which is not dynamically modelled (i.e. difference between the total production from Agribiom and LPJmL production in 2001).
	$\alpha_{\text{IC}}$	Initial slope of the intermediate consumption function in $\text{\$ kcal}^{-1}$ .
	$\text{FC}_{\text{tot}}$	Globally calibrated fixed cost of the intensive and the extensive system and aggregated with the fixed cost on croplands in $\text{\$ ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ , used to compare the opportunity cost of the intensive and extensive systems.
	$\rho_{\text{past,int}}^{\text{grass}}, \rho_{\text{past,ext}}^{\text{grass}}$	Grazed grass per hectare of intensive and extensive pastures in $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ .
	$\rho_{\text{past}}^{\text{r,int}}, \rho_{\text{past}}^{\text{r,ext}}$	Production of ruminant product per hectare of intensive and extensive pastures in $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ ( $\rho_{\text{past}}^{\text{r,int/ext}} = \frac{\rho_{\text{past,int/ext}}^{\text{grass}}}{\beta_{\text{r,int/ext}} \phi_{\text{r,int/ext}}^{\text{grass}}}$ ).
	$\text{Imp}^{\text{m}}, \text{Exp}^{\text{m}}$	2001 imports and exports of monogastric products in $\text{kcal yr}^{-1}$ .

Table 2.9: Continued.

	$\rho_j^{\max}, \rho_j^{\min}$	Potential yield and minimum (no inputs) yield ( $\rho_j^{\min} = 0.1 \times \rho_j^{\max}$ ) in $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ .
Biophysical parameters	$\beta_m, \beta_{r,\text{int}}, \beta_{r,\text{ext}}$	Feed conversion factor for monogastrics, intensive and extensive ruminants in kcal of feed/kcal of animal product.
	$\phi_m^{\text{fc}}, \phi_m^{\text{fodder}}, \phi_{r,\text{int}}^{\text{fc}}, \phi_{r,\text{int}}^{\text{fodder}}, \phi_{r,\text{int}}^{\text{grass}}, \phi_{r,\text{ext}}^{\text{grass}}$	Share of feed categories in animal rations (fc: food crops, fodder: residues and fodder, grass: pasture grass, monog: monogastrics, r,int: intensive ruminants, r,ext: extensive ruminants).
Variables depending on land classes ( $t$ )	$\rho_j$	Yield of the land class $j$ minimizing farmer's production cost in $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ .
	$\text{IC}_j$	Intermediate consumption of chemical and mineral inputs of the land class $j$ in $\text{\$ ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ .
	$f_j^{\text{crop}}, f_j^{\text{Pint}}, f_j^{\text{Pres}}, f_j^{\text{Pext}}$	Area of <i>dynamic</i> cropland (i.e. where crops modelled in the LPJmL model are grown), intensive pastures, residual pastures, extensive pastures of the land class $j$ expressed as a fraction of $D_{\text{surf}}$ .
Variables ( $t$ )	$p_{\text{cal}}$	Food crop calorie price in $\text{\$ kcal}^{-1}$ .
	$\lambda$	Land rent in $\text{\$ ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ .
	$p_r$	Price of ruminant calories in $\text{\$ kcal}^{-1}$ ( $= p_{\text{cal}}(1 + \omega_{\text{swo}}^{\text{fc}})\beta_{r,\text{int}}\phi_{r,\text{int}}^{\text{fc}}$ ).
	$p_{\text{cal}}^{\text{w}}$	World calorie price in $\text{\$ kcal}^{-1}$ .
	$j_{\text{limit}}$	Limit land class.
	$D_{\text{surf}}$	Demand of agricultural area excluding <i>other</i> croplands, including <i>dynamic</i> croplands, extensive, intensive and residual pastures in ha.
	$Q_{r,\text{int}}, Q_{r,\text{ext}}, Q_r$	Intensive, extensive and total ruminant production in $\text{kcal yr}^{-1}$ .
	$D_m^{\text{fc}}, D_{r,\text{int}}^{\text{fc}}$	Demand of food crops for monogastrics and intensive ruminant production in $\text{kcal yr}^{-1}$ .
	$D^{\text{fc}}$	Total consumption of food crops for food, feed and agrofuel in $\text{kcal yr}^{-1}$ .
	$\text{Imp}^{\text{fc}}, \text{Exp}^{\text{fc}}$	Imports and exports of food crops in $\text{kcal yr}^{-1}$ .
	$\text{Imp}^{\text{r}}, \text{Exp}^{\text{r}}$	Imports and exports of ruminant products in $\text{kcal yr}^{-1}$ .



# Bibliography

- Baier, S., Clements, M., Griffiths, C., Ihrig, J., 2009. Biofuels impact on crop and food prices: using an interactive spreadsheet. International Finance Discussion Papers 967, Board of Governors of the Federal Reserve System (U.S.).  
URL <http://www.federalreserve.gov/pubs/ifdp/2009/967/ifdp967.pdf>
- Bondeau, A., Smith, P. C., Saehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Müller, C., Reichstein, M., Smith, B., 2007. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology* 13 (3), 679–706.  
URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2006.01305.x>
- Bouwman, A., der Hoek, K. V., Eickhout, B., Soenario, I., 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. *Agricultural Systems* 84 (2), 121–153.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T3W-4D1R2W8-1/2/03e2156d5e708f1dd8a94eded7badddc>
- Brenkert, A., Kim, S., Smith, A., Pitcher, H., Jul. 2003. Model documentation for the MiniCAM. Tech. Rep. PNNL-14337, Pacific Northwest National Laboratory.  
URL [http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical\\_reports/PNNL-14337.pdf](http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-14337.pdf)
- Briassoulis, H., 2000. Analysis of land use change: Theoretical and modeling approaches. Phd thesis, Department of Geography University of the Aegean, Lesvos, Greece.  
URL <http://www.rrri.wvu.edu/webbook/briassoulis/contents.htm>
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi ere, F., Cabidoche, Y. M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill ere, J. P., H enault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model. *European Journal of Agronomy* 18 (3-4), 309–332, modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T67-47FDS23-9/2/68a5238dac2706f8b1b634744dc9fb54>
- Chavas, J.-P., 2008. On the economics of agricultural production. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 52, 365–380.
- Crassous, R., Hourcade, J.-C., Sassi, O., 2006. Endogenous structural change and climate targets modeling experiments with Imaclim-R. *The Energy Journal Endogenous Technological Change and the Economics of Atmospheric Stabilisation Special Issue* 1, 259–276.  
URL <http://ideas.repec.org/a/aen/journal/2006se-a13.html>



- de Gouvello, C., Filho, B. S. S., Nassar, A., Schaeffer, R., Alves, F. J., Alves, J. W. S., Dec. 2010. Brazil low-carbon country case study. Tech. rep., The International Bank for Reconstruction and Development, The World Bank.  
URL [http://siteresources.worldbank.org/BRAZILEXTN/Resources/Brazil\\_LowcarbonStudy.pdf](http://siteresources.worldbank.org/BRAZILEXTN/Resources/Brazil_LowcarbonStudy.pdf)
- Decreux, Y., Valin, H., 2007. Mirage, updated version of the model for trade policy analysis: Focus on agriculture and dynamics. Working Papers 7284, TRADEAG - Agricultural Trade Agreements.  
URL <http://ideas.repec.org/p/ags/tragwp/7284.html>
- Demeke, M., Pangrazio, G., Maetz, M., 2009. Country responses to the food security crisis: Nature and preliminary implications of the policies pursued. Tech. rep., Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Dorin, B., Jun. 2011. Agribiom caloric balance sheets. Updated estimates from Paillard et al 2011, pp. 25-65.
- Erb, K.-H., Gaube, V., Krausmann, F., Plutzer, C., Bondeau, A., Haberl, H., 2007. A comprehensive global 5 min resolution land-use data set for the year 2000 consistent with national census data. *Journal of Land Use Science* 2 (3), 191-224.  
URL <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/17474230701622981>
- Fader, M., Rost, S., Müller, C., Bondeau, A., Gerten, D., 2010. Virtual water content of temperate cereals and maize: Present and potential future patterns. *Journal of Hydrology* 384 (3-4), 218-231, green-Blue Water Initiative (GBI).  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4XY5F16-3/2/4d0bed564ddb53428de2312937bf2290>
- FAO, 2012. Food and agriculture organisation of the united nations: Statistical database. (last access: 15 October 2012).  
URL <http://faostat.fao.org/>
- FAO, F., 2001. Food balance sheets. a handbook. Tech. rep., FAO, Rome.
- Francis, C., Lieblein, G., Gliessman, S., Breland, T. A., Creamer, N., Harwood, R., Salomonsson, L., Helenius, J., Rickerl, D., Salvador, R., Wiedenhoft, M., Simmons, S., Allen, P., Altieri, M., Flora, C., Poincelot, R., 2003. Agroecology: The ecology of food systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 22 (3), 99-118.  
URL [http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1300/J064v22n03\\_10](http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1300/J064v22n03_10)
- Gebhardt, S., Cutrufelli, R., Howe, J., Haytowitz, D., Pehrsson, P., Lemar, L., Holcomb, G., Nickle, M., Thomas, R., Exler, J., Showell, B., Holden, J., 2006. Usda national nutrient database for standard reference, release 19. Tech. rep., USDA ARS, Washington DC.  
URL <http://www.nal.usda.gov/fnic/foodcomp/Data/SR19/nutrlist/sr19w435.pdf>
- Godard, C., Roger-Estrade, J., Jayet, P., Brisson, N., Bas, C. L., 2008. Use of available information at a european level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. *Agricultural Systems* 97 (1-2), 68-82.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T3W-4RTCPWD-1/2/d816a62a1f01b9b495489c0f790f18fc>

- Golub, A., Hertel, T., Sohngen, B., 2008. Land use modeling in recursively-dynamic gtap framework. GTAP Working Papers 2609, Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.  
URL <http://ideas.repec.org/p/gta/workpp/2609.html>
- Gosme, M., Suffert, F., Jeuffroy, M.-H., 2010. Intensive versus low-input cropping systems: What is the optimal partitioning of agricultural area in order to reduce pesticide use while maintaining productivity? *Agricultural Systems* 103 (2), 110–116.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X09001103>
- GTAP, 2006. Global trade, assistance, and production: The GTAP 6 data base. Tech. rep., Center for Global Trade Analysis, Purdue University.
- Havlík, P., Schneider, U. A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., Aoki, K., Cara, S. D., Kindermann, G., Kraxner, F., Leduc, S., McCallum, I., Mosnier, A., Sauer, T., Obersteiner, M., Oct. 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy* 39 (10), 5690–5702.
- Heistermann, M., Müller, C., Ronneberger, K., 2006. Land in sight? achievements, deficits and potentials of continental to global scale land-use modeling. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114 (2), 141–158.
- Izaurrealde, R., Williams, J., McGill, W., Rosenberg, N., Jakas, M. Q., 2006. Simulating soil C dynamics with EPIC: Model description and testing against long-term data. *Ecological Modelling* 192, 362–384.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380005003571>
- Lotze-Campen, H., Müller, C., Bondeau, A., Rost, S., Popp, A., Lucht, W., 2008. Global food demand, productivity growth, and the scarcity of land and water resources: a spatially explicit mathematical programming approach. *Agricultural Economics* 39 (3), 325–338.  
URL <http://econpapers.repec.org/RePEc:bla:agecon:v:39:y:2008:i:3:p:325-338>
- Merry, F., Amacher, G., Lima, E., 2008. Land values in frontier settlements of the Brazilian Amazon. *World Development* 36 (11), 2390–2401.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VC6-4T24FVT-3/2/f87ba02381e37f8f1ae9e51d6d9624d8>
- Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Scenarios*. Vol. 2. Island press.  
URL <http://www.maweb.org/en/Scenarios.aspx>
- Monfreda, C., Ramankutty, N., Foley, J. A., 2008. Farming the planet: 2. geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22, GB1003.
- Paillard, S., Treyer, S., Dorin, B. (Eds.), 2011. *Agrimonde, Scenarios and Challenges for Feeding the World in 2050*. Quae, Versailles.
- Portmann, F. T., Siebert, S., Döll, P., 2010. MIRCA2000—global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000: A new high-resolution data set for agricultural and hydrological modeling. *Global Biogeochemical Cycles* 24 (GB1011).

- Poulter, B., Ciais, P., Hodson, E., Lischke, H., Maignan, F., Plummer, S., Zimmermann, N. E., 2011. Plant functional type mapping for earth system models. *Geoscientific Model Development* 4 (4), 993–1010.  
URL <http://www.geosci-model-dev.net/4/993/2011/>
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., Foley, J. A., 2008. Farming the planet: 1. geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22.  
URL <http://dx.doi.org/10.1029/2007GB002952>
- Ricardo, D., 1817. *On the principles of political economy and taxation*.
- Ronneberger, K., Berrittella, M., Boselle, F., Tol, R. S., 2008. Klum@gtap: Spatially-explicit, biophysical land use in a computable general equilibrium model. *Gtap working papers*, Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.  
URL <http://econpapers.repec.org/RePEc:gta:workpp:2611>
- Rosenzweig, M. R., Binswanger, H. P., Jan. 1993. Wealth, weather risk and the composition and profitability of agricultural investments. *Economic Journal* 103 (416), 56–78.  
URL <http://ideas.repec.org/a/ecj/econj1/v103y1993i416p56-78.html>
- Scouvar, M., Lambin, É. F., 2006. Approche systémique des causes de la déforestation en amazonie brésilienne : syndromes, synergies et rétroactions. *L’Espace géographique* 35 (3), 241–254.  
URL [www.cairn.info/revue-espace-geographique-2006-3-page-241.htm](http://www.cairn.info/revue-espace-geographique-2006-3-page-241.htm)
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319 (5867), 1238–1240.  
URL <http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/319/5867/1238>
- Souty, F., Brunelle, T., Dumas, P., Dorin, B., Ciais, P., Crassous, R., Müller, C., Bondeau, A., 2012. The nexus land-use model version 1.0, an approach articulating biophysical potentials and economic dynamics to model competition for land-use. *Geoscientific Model Development* 5 (5), 1297–1322.  
URL <http://www.geosci-model-dev.net/5/1297/2012/>
- Tokgoz, S., Elobeid, A., 2006. Analysis of the link between ethanol, energy, and crop markets, an. Center for agricultural and rural development (CARD) publications, Center for Agricultural and Rural Development (CARD) at Iowa State University.  
URL <http://econpapers.repec.org/RePEc:ias:cpaper:06-wp435>
- United Nations, Department of Economic and Social affairs, Population Division, 2004. *World population to 2300*. Tech. rep., United Nations, New York.  
URL <http://www.un.org/esa/population/publications/longrange2/WorldPop2300final.pdf>
- van Meijl, H., van Rheenen, T., Tabeau, A., Eickhout, B., 2006. The impact of different policy environments on agricultural land use in europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114 (1), 21–38.

- van Vuuren, D., Faber, A., Langeweg, F., Maas, R., van Dieren, W., 2009. Growing within limits. a report to the global assembly 2009 of the club of rome. Tech. rep., Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), Bilthoven.
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., David, C., 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. a review. *Agronomy for Sustainable Development* 29 (4), 503–515, 10.1051/agro/2009004.  
URL <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009004>
- Wise, M., Calvin, K., Thomson, A., Clarke, L., Bond-Lamberty, B., Sands, R., Smith, S. J., Janetos, A., Edmonds, J., May 2009. Implications of limiting CO<sub>2</sub> concentrations for land use and energy. *Science* 324 (5931), 1183–1186.  
URL <http://dx.doi.org/10.1126/science.1168475>



## Chapter 3

# Modelling economic and biophysical drivers of world agricultural land-use change. Calibration and evaluation of the Nexus Land-Use model over 46 years (1961-2006)<sup>1</sup>

### Introduction

Agricultural land-use changes result from a wide diversity of mechanisms. They relate to bioclimatic conditions (climate, soil, slope, etc.), to the demand for food and other agricultural products like agroenergy, the technology to increase yield (intensification), prices of inputs (fertilisers, pesticides, water, etc.), and public policies (environmental regulations). Most of these drivers are region-specific and interconnected via trade and other feedback mechanisms. The Nexus Land-Use model (Souty et al., 2012, chapter 2) focuses on the interplay between biophysical potentials and economic drivers. It simulates agricultural land-use changes over the world through the intensification/extensification responses of crop and livestock productions, in response to exogenous scenarios of food and agroenergy demand, evolution of forest areas and changes in fertilisers and pesticides prices.

This paper aims to evaluate land-use mechanisms represented in the Nexus Land-Use model by comparing its results against historical land-use changes data between 1961 and 2006. Such model evaluation is common in physical sciences, but is almost nonexistent in economics (Beckman et al., 2011). Indeed, given the complexity of socio-economic systems and their evolution over time, economics generally uses stylised and simplified assumptions (e.g., individual rationality, representative agent) not to reproduce faithfully past evolutions

---

<sup>1</sup>The work presented in this chapter couldn't have been achieved without Bruno Dorin for his help on computing historical data and for providing data from Agribiom. I also thanks Thierry Brunelle, Patrice Dumas and Philippe Ciais for their guidance and assistance.

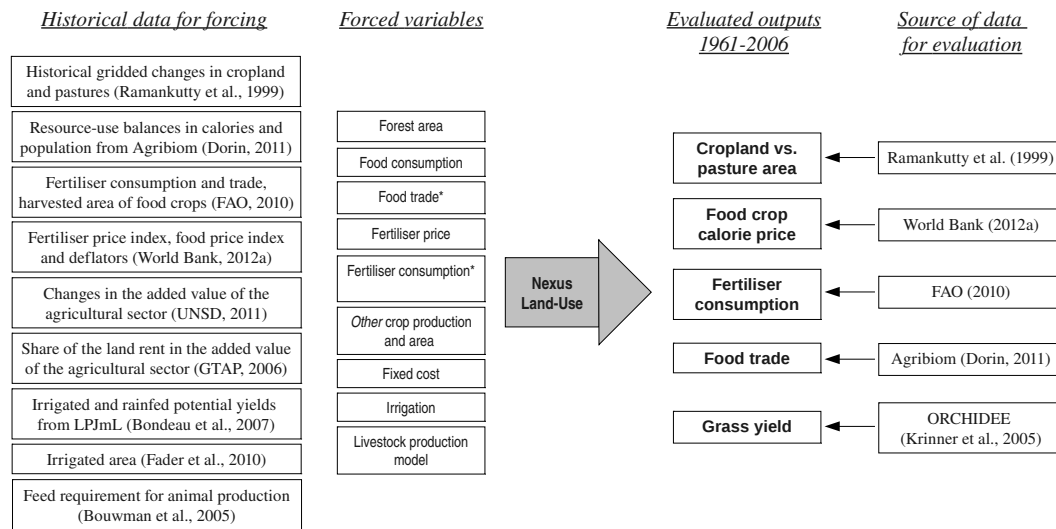


Figure 3.1: Description of the evaluation of the Nexus Land-Use model in this study. In the simulations, food trade and fertiliser consumption can be either forced or endogenously calculated.

but to provide a framework for understanding interactions, for instance, to study the effects of a policy, or the gap between the reality and an “optimal” situation. Actually, a model must be evaluated in the light of its intended use. Most economic models, especially long term models, are not designed for predictions, but for comparing a range of policy options whose results are nontrivial due to numerous interactions. Such models are especially useful when they help to reveal unexpected consequences of a policy option. Amongst the few global land-use models representing biophysical mechanisms and economic behaviours, KLUM@GTAP and MAgPIE are two examples that have compared their results against historical data (Ronneberger et al., 2008; Lotze-Campen et al., 2008). These evaluations provided valuable insights on the models’ capacities to reproduce land-use changes. Several outputs were compared against observation: changes in the area of cropland on each grid point, changes in yields and shares of different crop types in regional cropland areas (MAgPIE) and prevailing crop in each country (KLUM@GTAP). The merit of these works is above all to highlight limits or weaknesses of the models. The evaluation of the MAgPIE model showed for instance that this model performed less well for Africa and Middle East due to regional specificities and biases from the underlying vegetation model.

In this paper, the Nexus Land-Use model is calibrated and evaluated through retrospective simulations from 1961 to 2006. In a first step we focused on two key components of the model that are the yield response function and the international trade module. We evaluated the sensitivity of these components to input parameters and calibrated them. In a second step, several model outputs are compared with historical census data: cropland area, food price, fertiliser consumption, food trade (Fig. 3.1). The 12 regions of the model are USA, Canada, Europe, OECD Pacific (including Australia, Japan, New Zealand and South Korea), Former Soviet Union (FSU), China, India, Brazil, Middle East, Africa, the rest of Asia and the rest of Latin America (Rest of LAM).

Section 3.1 briefly reminds the main features of the model and changes made from version

1.0 (Souty et al., 2012). Section 3.2 describes the data used to force retrospective simulations (food demand, fertiliser prices, harvested area versus cropland area, irrigation, livestock production system, etc.). In Section 3.3 we calibrate and evaluate specific model components. Finally, Section 3.4 investigates the capacity of the model to reproduce 45 years of changing agricultural land use, and Section 3.5 tests the robustness of this evaluation against different input data.

## 3.1 The Nexus Land-Use model

### 3.1.1 Short description

As described in Souty et al. (2012), the Nexus Land-Use model is a partial equilibrium model in which the agricultural sector is discretised in 12 regions of the world, inter-connected with each other by international trade. The model inputs are regional temporal profiles of: (i) consumption of food calories (population multiplied by average diet per capita), (ii) production of agrofuel, (iii) forest area, (iv) price of fertilisers and pesticides, (v) *other* cropland area and *other* production (see below). Outputs are: (i) food crop calorie price, (ii) consumption of fertilisers and pesticides, (iii) area of cropland and its distribution over land classes, (iv) areas of intensive vs. extensive pastures.

By contrast with similar land-use models such as MAgPIE (Lotze-Campen et al., 2008) or GLOBIOM (Havlík et al., 2011), the Nexus Land-Use does not run on a spatial grid but uses the concept of land classes of different potential yields within each region. Gridded input data on land-use (forests, pastures and croplands) and potential crop yields are transformed into land classes of increasing potential yields. Potential crop yields are defined as maximum attainable yields with optimal use of fertiliser and pesticide, in rainfed and irrigated condition. Since potential crop yields input data are not available for all the crops, crops are divided in two categories in each region. The first category called *dynamic* crops corresponds to crops for which potential yields estimates are available. The second called *other* crops includes remaining crops and fallow lands whose areas and corresponding productions are exogenously set. Potential yields of dynamic crops are provided by the spatially explicit vegetation model LPJmL for 11 crop functional types, with and without irrigation, on all earth's lands discretised on a  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  grid (Bondeau et al., 2007). These potential yields are converted in food calorie equivalent and aggregated into an average crop potential yield on each grid cell taking into account the fractional coverage of each crop around year 2000, separately for irrigated and rainfed areas. Areas of *dynamic* crops are binned into land classes of increasing potential yield values. Other land uses (pastures, forests and *other* croplands) are associated with a rainfed hypothetical yield in case these lands would be converted into *dynamic* croplands. To calculate this hypothetical yield, LPmJ potential yields for 11 crops under rainfed conditions were aggregated into one potential yield on each grid cell using the actual crop mix in each country. This amounts to assuming that when dynamic cropland expands, new crops are cultivated without irrigation and the proportion of each new crop planted correspond to the current fraction of this crop at national scale.

It is assumed that the sum of cropland, pasture and forest areas is constant in each region, that is, agricultural expansion can only be made at the expense of forest. Therefore, the expansion of urban areas, degradation of agricultural lands, and other land-use changes are neglected. The production of seed, non-food agricultural products and waste are a proportional share of each type of agricultural production. Agrofuels are not taken into account in the current version of the model. Trade is calculated using price ratios between domes-



tic and world prices. Agricultural product exports cannot grow above limits representing food sovereignty considerations. Demands for regional production of animal products are converted into feed needs, using the livestock production model of Bouwman et al. (2005). Regional demands of food and feed are then converted into cropland area.

Two mechanisms drive the actual yield of *dynamic* crops in the Nexus Land-Use. Firstly, in each land class of each region, yield is modelled as an increasing function of fertiliser and pesticide use. This crop production function is similar to the yield response to inputs nitrogen fertilisers: decreasing returns and an asymptote equal to the potential yield of the land class. It is used to calculate an “optimal” yield that minimises the production costs computed with fertiliser and pesticide prices and the endogenous calorie price. Secondly, following Ricardo (1817), the Nexus Land-Use assumes a production frontier between fertile and less fertile lands. It assumes that intensive production systems of crop and pastures are located on best, high-yields lands, and that extensive production systems (non-fertilised pastures used for grazing only) are located on low-yield lands. When pressure on land rises, the intensive system grows at the expense of the extensive system, but with lower yield and until the new production frontier computed by the Nexus Land-Use.

Three types of pastures are thus considered, the *intensive* (with inputs), the *extensive* (without inputs) and the so-called *residual* pastures. These residual pastures are located on high-yield land classes but they are part of the extensive production system (no input and grazing only, see more details about this particular land-use in chapter 2, p. 98 and p. 103). Considered to be an inefficient use of land from the point of view of economic return, the area of residual pastures in each land class get reduced as soon as the pressure on agricultural land is higher than its reference level in 2001.

### 3.1.2 Changes from previous version

Four changes were made in the parameterisations of the Nexus Land-Use version 1.0 described by Souty et al. (2012).

- Data of intensive pasture areas at the base year 2001 were updated from Bouwman et al. (2005) with a new dataset provided (Lex Bouwman, pers. com., 2011). Major changes compared to the previous dataset are for United States (-47%), Middle East (+32%), Canada (+107%), Brazil (+213%). See appendix 3.A.1, p. 155 for more details.
- The global supply/demand balance (chapter 2, p. 84) integrates now LPJmL’s fodder crops. Globally, in 2001, these crops represent only 3.4% of the total *dynamic* crop production in calories, but reach up to 12.3% in FSU (see appendix 3.A.2, p. 155).
- *Other* food crop productions are no more assumed to be constant, but proportional to the total food crop demand in each region.
- Costs of industrial input (fertilisers, pesticides, fossil energy, mineral enrichments) for the production of *dynamic* crops in 2001,  $IC_{\chi}$ , are no longer based on GTAP 6 values (GTAP, 2006) but on nitrogen, phosphate and potash (NPK) fertiliser consumption values calculated with FAOSTAT data (FAO, 2012, see Sect. 3.2.2 for details). These new monetary values are used to calibrate the initial slope  $\alpha_{IC}$  of the crop production function, (eq. 2.34 and 2.35, p. 108). Mineral NPK fertilisers represent the most widespread industrial inputs used by agriculture. They do not cover all chemical inputs reported in GTAP but their costs can now be associated with quantities (tonnes of

fertilisers) unlike with GTAP. Moreover, absolute values of  $IC_x$  are not essential since the model deals with quantities and relative prices, the latter being used only in the trade module of the Nexus Land-Use.

## 3.2 Historical data for model evaluation (1961-2006)

The overall goal of this paper is to examine how well the Nexus Land-Use model can reproduce Ramankutty and Foley (1999)'s annual estimates of cropland versus pasture areas from 1961 to 2006 in each region. In a preliminary step, we focus on two major mechanisms: the function determining the crop yield in each land class and the international trade module. Their outputs are compared against historical data and their parameters calibrated (Sect. 3.3). Then, the performances of the model as a whole are assessed through a backcasting exercise over the period 1961-2006 (Fig. 3.1 summarise datasets used). Two retrospective simulations are compared with historical data. A first one with forced international trade and a second one with endogenous trade (Sect. 3.4). Finally, the robustness of the evaluation to input data and parameters is tested.

The model is forced backwards in line with historical values. A first input data is the evolution of forest area that sets up a “top-down” constraint on the total area of cropland and pasture. Changes in forest area are simply prescribed from Ramankutty and Foley (1999). The evolution of other drivers of the extensification/intensification of agriculture over the past 45 years are:

- Food consumption in calories units based on Agribiom (Dorin, 2011): Sect. 3.2.1;
- Fertilisers (NPK) price based on FAO (2012): Sect. 3.2.2;
- *Other* cropland area and production of *other* crops, i.e. those non-modelled by LPJmL, based on Agribiom and FAO data: Sect. 3.2.3;
- Differences in fixed cost per hectare between extensive and intensive systems, based on GTAP (2006) and UNSD (2011): Sect. 3.2.4;
- Potential yield evolution induced by changes in irrigated areas, based on FAO and LPJmL data: Sect. 3.2.5;
- Changes in feeding practices, based on Bouwman et al. (2005) livestock production model and parameters: Sect. 3.2.6.

We also present estimates of trade in food crops and ruminant products from Agribiom (Sect. 3.2.1) and of fertiliser consumption from FAO (Sect. 3.2.2) since they will be used as forcing variables during a step of the evaluation process (Sect. 3.3).

### 3.2.1 Food production and trade in calories

As described in Souty et al. (2012), the global database Agribiom (Dorin, 2011) provides historical resource-use balances in kilocalories (kcal) computed with FAO annual country-level supply-utilisation accounts in tonnes. Using additional data, such as human population, Agribiom also estimates “diets”, food availability (kcal per capita). Over 1961-2006, it shows that average availabilities in plant food increased as well as those in animal food (fish and sea food excluded) (Fig. 3.2) but with large regional differences, and a special case, the Former

Table 3.1: Population in 1961 and 2006 from Agribiom (Dorin, 2011) in millions. OECD Pacific includes Australia, New Zealand, Japan and South Korea. FSU stands for former Soviet Union and Rest of LAM for Rest of Latin America.

Regions	1961	2006
USA	198	328
Canada	18	33
Europe	457	599
OECD Pacific	133	200
FSU	218	277
China	661	1328
India	457	1148
Brazil	75	188
Middle East	42	161
Africa	287	929
Rest of Asia	362	955
Rest of LAM	137	345
World	3045	6491

Soviet Union (FSU). The increase in food availability is particularly remarkable in China, India, Africa and the rest of Asia, as it was paralleled with a large increase in population. The following Agribiom estimates were used to force or calibrate the Nexus Land-Use over 1961-2006:

- Human population
- Diets in plant, ruminant and monogastric products (availabilities in  $\text{kcal cap}^{-1}$ );
- Other consumptions of edible plant or animal products (in  $\text{kcal yr}^{-1}$ ): seed, other non-food uses (mainly lubricant and energy) and waste (between farm production and household provision);
- Trade of plant, ruminant and monogastric products (import and export in  $\text{kcal yr}^{-1}$ ).

The trade data show that the USA, Canada, Latin America and Rest of Asia became growing net exporters of plant food calories, while Africa, Middle East, OECD Pacific and China became growing net importers between 1961 and 2006 (Fig. 3.10).

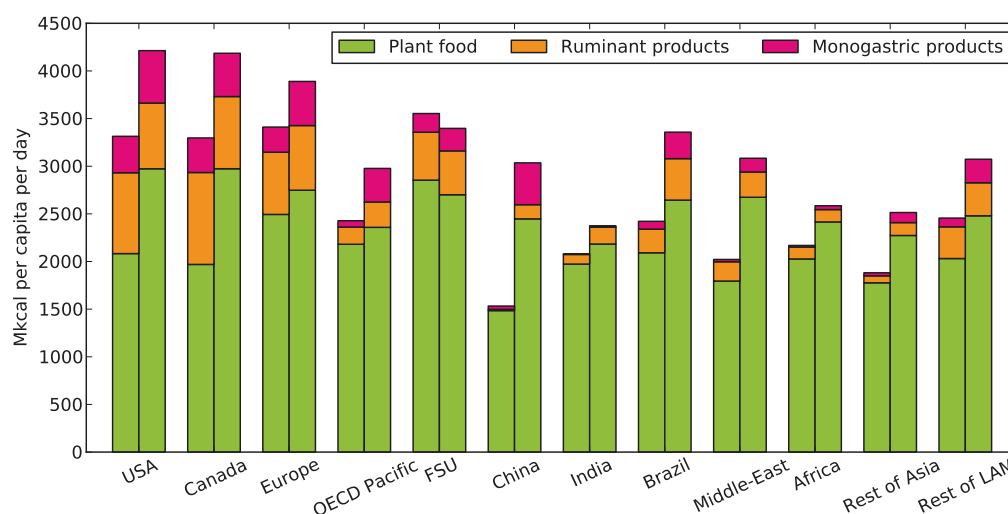


Figure 3.2: Diets in 1961 (left hand bars) and in 2006 (right hand bars) from Agibiom (Dorin, 2011).

### 3.2.2 Fertiliser consumption and price

Fertilisers are important inputs to increase food production, especially when agricultural lands are limited. The FAO (2012) statistical database provides historical annual country fertiliser consumptions in tonnes for various mineral (inorganic) fertilisers, as well as their aggregate in nitrogen (N), phosphate ( $P_2O_5$ ) and potash ( $K_2O$ ) equivalents. Figure 3.3, shows the regional nitrogen consumptions per hectare of cropland over 1961-2006. The global average increased 8 fold between 1961 and 2006. In 2006, the regional average consumption ranges between  $250 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  in China and  $10 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  in the Former Soviet Union, where it fell by 78 % between 1988 and 1994 ( $-22\%$  in Europe). Phosphate and potash consumptions patterns show no clear regional trends (see Sect. 3.B.1, p. 156).

The consumption of fertilisers is largely driven by domestic prices, which are not available from the 1960s for all fertilisers in all countries. To get a proxy of these prices, we used annual country import and export data of N,  $P_2O_5$  and  $K_2O$  provided by the FAO in quantity (tonnes) and monetary values (current US dollars). To transform values into constant 2001 US dollars, we used the MUV index (Manufactures Unit Value) of the World Bank (2012a) which is a “composite index of prices for manufactured exports from the fifteen major (G-15) developed and emerging economies”. Annual total trade values (sum of imports and exports in 2001-US\$) were then divided by annual quantities (sum of imports and exports in tonnes) for, N,  $P_2O_5$  and  $K_2O$  fertiliser in order to obtain prices.

Figure 3.4 shows the prices of each fertiliser type at the world level, as well as a weighted NPK average price (weights are the consumption value of each type of fertiliser). As shown in figure 3.5, this global NPK price follows rather well other available price indices, except in the 1960s where it can be more than two times higher than the World Bank (2012a) fertiliser price index. The latter is based on market spot prices of raw material (except triple superphosphate, beside urea, potassium chloride, diammonium phosphate and phosphate rock) that may not fully reflect transformation and trade costs of each type of fertilisers during the 1960s.

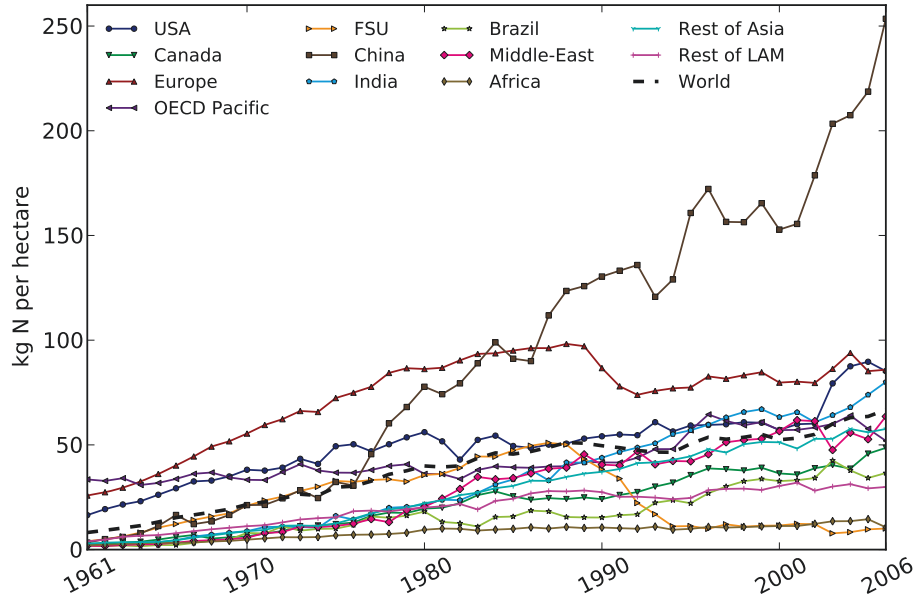


Figure 3.3: Consumption of nitrogen fertilisers per hectare of cropland.

We used the regional 1999-2003 averages of trade prices of N,  $P_2O_5$  and  $K_2O$  to estimate, from N,  $P_2O_5$  and  $K_2O$  regional consumptions in tonnes, the regional costs of fertilisers for the base year 2001 ( $IC_\chi$ ). We then made the following assumptions:

- In each region, the share of the *dynamic* crops in these costs is equal to their share in the total production of plant food calories in 2001 (at the global level, *dynamic* crops represent 75 % plant food calories, 25 % = *other* crops). This share in monetary value define the value of parameter  $IC_\chi$  at the base year in each region;
- Over 1961-2006, the prices of intermediary consumptions followed the same evolution than our world NPK trade price index smoothed with a Hodrick-Prescott filter (with  $\lambda = 6.25$ , Ravn and Uhlig, 2002).

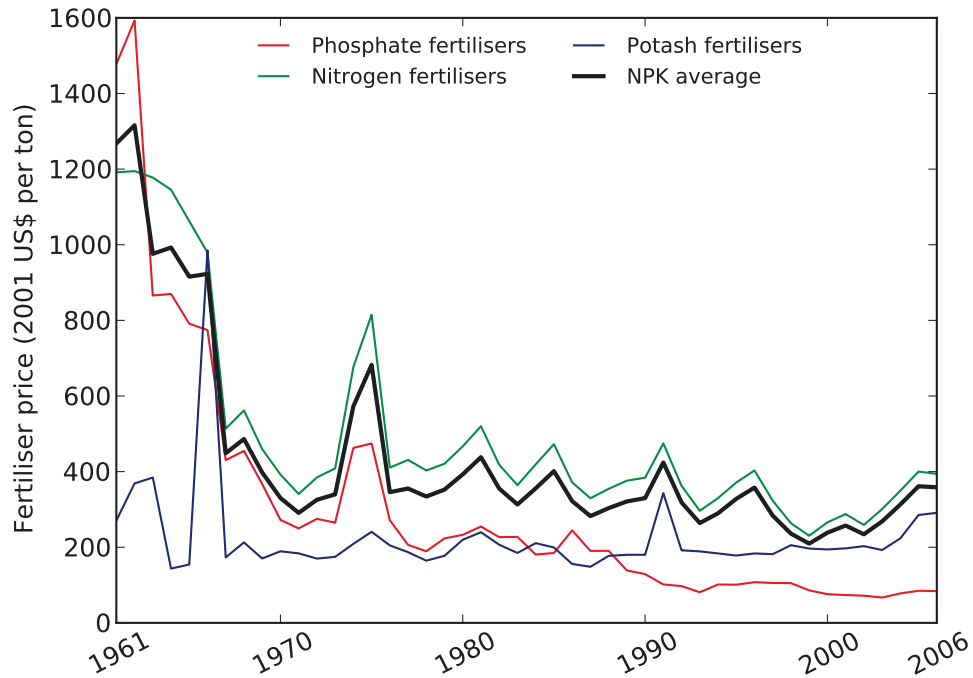


Figure 3.4: Global N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and K<sub>2</sub>O prices and mean NPK prices.

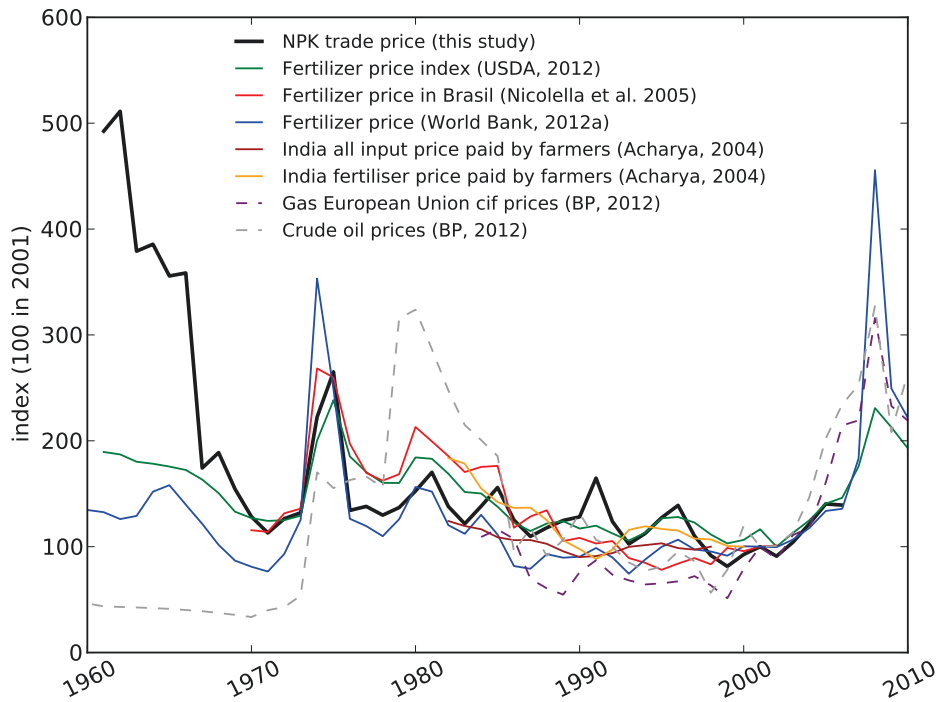


Figure 3.5: Comparison of calculated world NPK imported price with other sources. USDA (2012) and Acharya (2004) are deflated using World Bank (2012b).

### 3.2.3 Other crop productions and areas

In the Nexus Land-Use model, there are *dynamic* crops whose yields are modelled by the LPJmL vegetation model, and *other* crops that are not. For the base year 2001, we estimate that:

- The *dynamic* crop category accounts for 75% of the world plant food production in calories (10,600 Gkcal according to Dorin, 2011) and 51% of the world cropland area (1,500 Mha according to Ramankutty et al., 2008). These *dynamic* food crops includes most of cereals, oil-seeds and pulses, plus sugar beet and cassava (table 2.2, p. 87 and table 2.3, p. 89) and three fodder crops: maize (15 Mha harvested in 2000 according to Monfreda et al., 2008), rye grass and sorghum (1 Mha each).
- *Other* crops accounts for 25% of the world plant food production and for 49% of world cropland area. They includes (i) edible crops not modelled in LPJmL: fruits and nuts (54 Mha), vegetables (44 Mha), sugar cane (20 Mha), oil palm (10 Mha), coffee (10 Mha), tea (2.4 Mha), etc.; (ii) fodder crops: mixed grasses and legumes (65 Mha), alfalfa (20 Mha), etc.; (iii) non-edible crops: fibre (35 Mha), rubber (8 Mha), tobacco (4 Mha), etc.; (iv) the so-called *remainder*.

Estimating how productions and areas of *other* crops changed over 1961-2006 is challenging. For productions, Agribiom estimates in calories over this period were used but if *dynamic* and *other* crops fell into the same Agribiom category, their split was done with FAO data on harvested area. For example, in 1985, 8 Mha of cassava (*dynamic* crop) and 4 Mha of other roots and tubers were harvested in Africa. Therefore two third of the production of the Agribiom category “Roots and Tubers” (*other* crop) was allocated to *dynamic* crop production and one third to *other* crop production.

Calculation of changes in cropland areas is more problematic than those of production because it is not possible to distinguish between *dynamic* and *other* crops area using historical data. The FAO provide only historical data on harvested area, which are different from cropland areas. In 2001, the sum of all harvested areas reported by the FAO ranges from 50% to 110% of the cropland area estimated by Ramankutty et al. (2008) depending on the region (Fig. 3.17, p. 157). Harvested areas of *dynamic* crops are usually greater than corresponding cropland area (+19% on world average, USA being an exception) whereas they are usually lower for *other* crops (−41% on world average with China as an important exception).

Two reasons explain these discrepancies: (i) some areas are harvested more than once a year (cropping intensity > 100%) or, conversely, set aside as fallow (cropping intensity < 100%); (ii) “data on land-use are among the least reliable of international statistics” due to unreported harvested areas, degraded croplands, underestimation of land occupied by settlement, uncultivated patches, footpaths, ditches (Young, 1999, 2000). “For example, the U.S. data on croplands used by FAOSTAT includes idled cropland, which includes land under the Conservation Reserve Program that amounts to roughly 9% of the total cropland area, and is often idled for longer than 5 years (Lubowski et al., 2006)” (Ramankutty et al., 2008).

However, harvested areas are the only historical data that can be used to infer changes in *other* cropland areas, despite problems arise from changes in cropping intensity. If the number of harvest per year in a region has increased from 1961 to 2006, our historical reconstruction of *other* cropland area will be underestimated. For example, if the number of harvests per year decreased from 2 to 1 backward in time, the harvest area is halved, and

this signal will be wrongly assumed to represent a halving in *other* cropland areas in our estimation. In the reality, for this example, the *other* cropland area has not changed, but the production of *other* crops per hectare and per year has been halved.

To handle this problem and because land set aside as fallow is also included in *other* cropland, the evolution of *other* cropland area in each region is not estimated using historical change in harvested areas of *other* crops. Rather evolutions of *other* cropland areas are inferred by subtracting an estimation of the *dynamic* cropland area evolution to the total cropland area evolution from Ramankutty and Foley (1999). *Dynamic* cropland areas changes are estimated in each region by multiplying relative changes in harvested area of *dynamic* food crops reported by FAO (2012) by the *dynamic* cropland area at the base year 2001 (coming from LPJmL data). This amounts to converting changes in cropping intensity on *dynamic* crops in cropland area equivalent and adding these areas to *other* cropland area. Our retrospective simulations are forced back in time with the evolution of *other* cropland area and *other* food crop productions smoothed with a Hodrick Prescott filter (with  $\lambda = 6.25$ , Ravn and Uhlig, 2002).

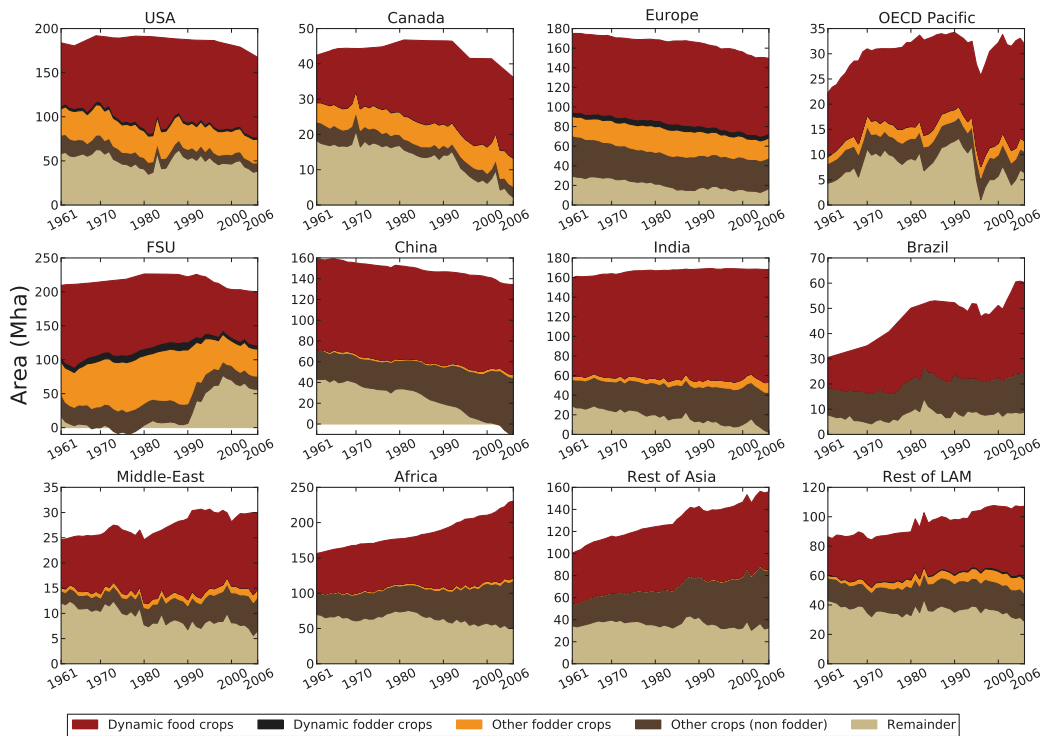


Figure 3.6: Decomposition of *other* cropland area and *dynamic* cropland area.

Even though it is not used in our retrospective simulations, we decomposed the *other* cropland area in (i) harvested areas of *other* food crops reported by FAO (not represented in LPJmL), (ii) *other* fodder crops by combining Monfreda et al. (2008)'s estimation of non LPJmL fodder crops harvested area in 2000 and relative changes in fodder consumption from the Nexus Land-Use simulation described in Sect. 3.4.1, (iii) the *remainder* which corresponds to the difference between harvested areas of *other* crops and cropland areas of *other*



crops. In addition, the *dynamic* cropland area is decomposed between food crops and fodder crops using Monfreda et al. (2008) data and relative changes in fodder consumption from the simulation of Sect. 3.4.1 (Fig. 3.6). Our breakdown of cropland area is very approximate, as shown by the figure 3.6. The negative values of *remainder* area in China after 2003 is probably due to an increase in the number of harvest per year. The negatives values in the 1970's in FSU may be due to an overestimation of cropland area for fodder production.

In this study, the accuracy of retrospective simulations is assessed by comparing Ramankutty and Foley's estimation of historical changes in cropland areas with model outputs. *Other* cropland areas, however, are exogenously set which means that, in practice, only changes in *dynamic* cropland areas are evaluated against agricultural statistics. Regional changes in *other* crop productions and corresponding yields are shown in Sect. 3.B.2, p. 157.

### 3.2.4 Fixed cost (labour and capital)

This section describes the computation of variations of the fixed cost for labour and capital ( $FC_{tot}$ ). In the Nexus Land-Use,  $FC_{tot}$  is used to compare the opportunity cost of the intensive and extensive systems. It can be interpreted either as the difference between the fixed cost per hectare in the extensive and in the intensive system, or as the fixed cost in the intensive system, considering that the cost is negligible in the extensive one. Indeed, the extensive system produces only ruminants that are fed by grazing while the intensive system produces ruminants, monogastrics and food crops.

The fixed cost of production in the intensive system corresponds to all expenditures of farmers used for crop and livestock production except the intermediary consumption of fertiliser and pesticides. This cost includes labour, capital, other intermediary consumptions of business services and on-farm energy consumption. The fixed cost of the extensive production system is significantly lower since breeding livestock fed by grazing only includes some labour and few infrastructure/facilities (Sect. 2.4.1 and 2.4.2, p. 101).

$FC_{tot}$  is calibrated at the base year 2001, so as to ensure that the cost minimisation of agricultural production leads to a position of the production frontier that fits with the distribution of agricultural area in 2001 (eq. 2.36, p. 109 and p. 98). There are no primary economic data distinguishing between an extensive and an intensive system. However, the evolution of this differential cost should follow the evolution of the main cost items in the *dynamic* cropland sector, the whole intensive sector or the whole agricultural sector.

Since very few data are available to estimate historical changes in  $FC_{tot}$ , many hypothesis are made in the computation of regional evolution index of  $FC_{tot}$ . Firstly, due to lack of data on other intermediary consumption like business services and on-farm energy consumption, it is assumed that this cost item evolved as labour and capital. Labour and capital costs in the intensive system are estimated by subtracting the land rent per hectare ( $\lambda$ ) to the added value per hectare of the intensive system (VA). Evolution of the cropland area is taken from Ramankutty and Foley (1999). The values of both VA and  $\lambda$  in 2001 for *dynamic* crops are taken from the GTAP (2006) database. Since no difference is made between intensive and extensive livestock farming in the GTAP database, we selected only the GTAP categories corresponding to *dynamic* crops (chapter 2, p. 108). This amounts to neglecting differences between the intensive and extensive sector fixed costs that are not associated with staple crops. Changes in VA were estimated by using the added value per hectare of cropland of the "Agriculture, hunting, forestry, fishing" sector from UNSD (2011), considering that the part of the agricultural sector corresponding to *dynamic* crops evolved as the whole agricultural

sector. Changes in  $\lambda$  are more difficult to determine, and we assumed that the evolution of the land rent per hectare is related with land scarcity change, and that land scarcity is related with the population per hectare of cropland. By subtracting  $\lambda$  to VA, the evolution of labour and capital during the period 1961-2006 was inferred. In retrospective simulations,  $FC_{tot}$  is forced by changes in labour and capital smoothed with a Hodrick Prescott filter (with  $\lambda = 6.25$ , Ravn and Uhlig, 2002). The evolution of  $FC_{tot}$  is shown in Fig. 3.7.

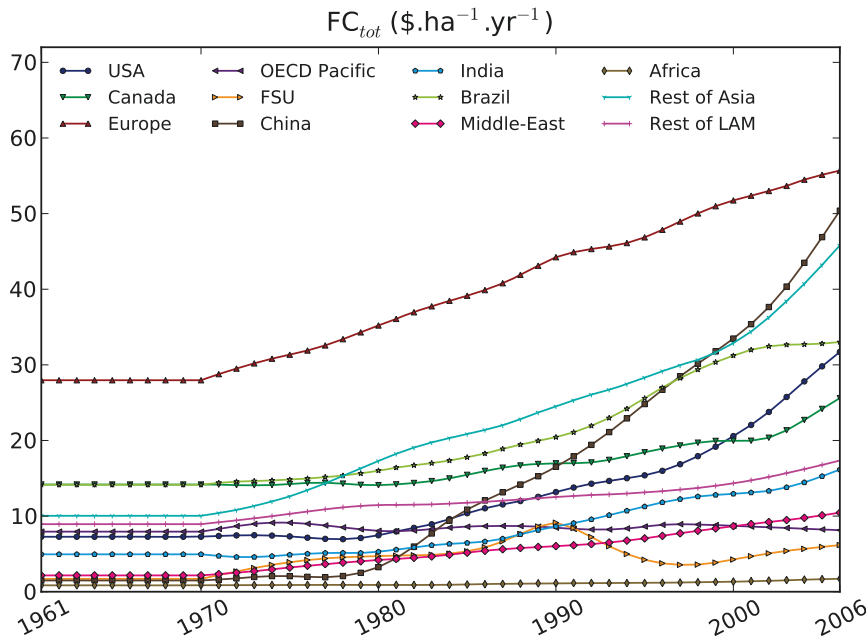


Figure 3.7: Regional changes in  $FC_{tot}$  calculated by applying the labour and capital index to calibrated value of  $FC_{tot}$ .

### 3.2.5 Potential yield

The increase in crop production per hectare and per year during the past five decades can be attributed to improved crop varieties, irrigation and fertilisers, which altogether allow for an increase of yield, a reduction of fallowing, or for an increase in the number of harvest per year. In the Nexus Land-Use model, fertiliser and pesticide consumption is endogenously modelled. Changes in the number of harvest per year can be modelled by the forced evolution of *other* cropland area. Impact of changes in irrigation is modelled through changes in potential yields. The impact of the development of high yielding crop varieties is not accounted for *per se* but through increase in fertiliser use, because these varieties are considered to respond better to fertiliser than traditional ones and allow reaching higher yields (Evenson and Gollin, 2003). Nevertheless, the better productivity of newly introduced varieties also results from their higher harvest index (i.e. these plants devote much of their fixed carbon to producing grain and less to producing straw or leaf material, see Hay, 1995). Due to lack of regional data, and because it is unclear to which extent higher harvest index depends on increases in fertilisers, this effect is not taken into account.

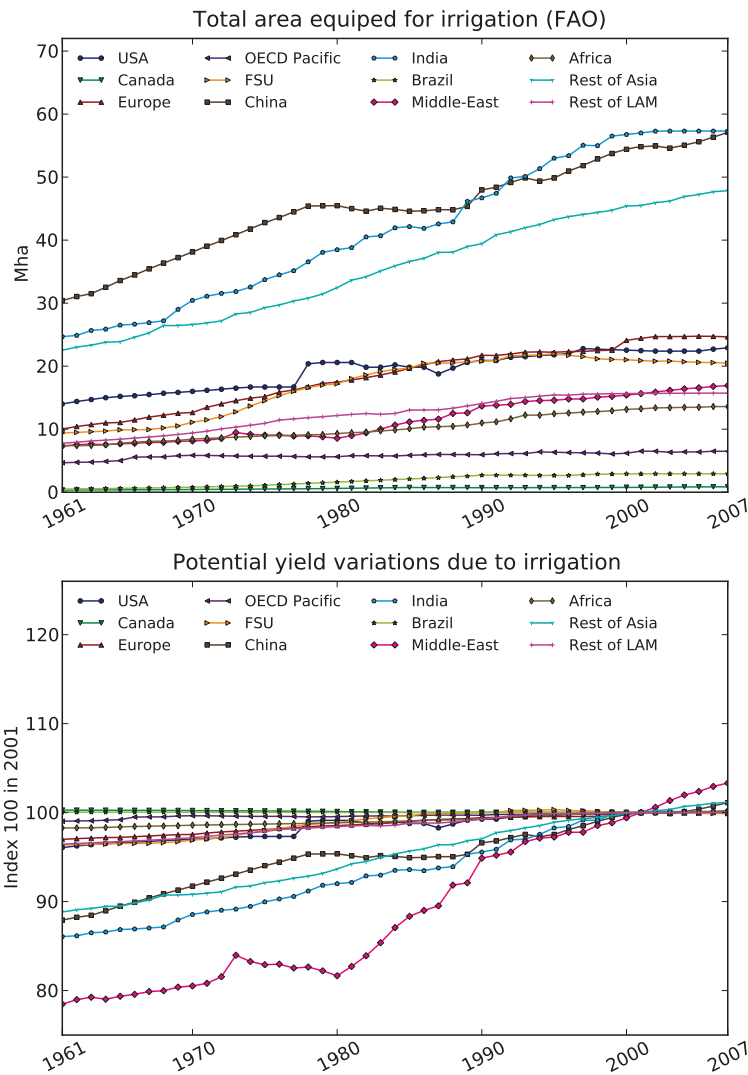


Figure 3.8: Changes in total area equipped for irrigation from FAO (2012) and potential yield variations induced.

The impact of irrigation on yield is inferred using the rainfed and irrigated variant of LPJmL potential yields. Changes in potential yields due to irrigation are calculated backwards in time from 2001 by reducing the fractional coverage of the irrigated variant of each crops to the profit of the rainfed one in each grid cell of LPJmL, according to statistical data of the ratio of irrigated to total cropland (the same computation is made from 2001 to 2006, Fig. 3.8 and table 3.6, p. 158). Data on irrigated area was taken from FAO (2012) and changes in potential yields are smoothed with a Hodrick Prescott filter (with  $\lambda = 6.25$ , Ravn and Uhlig, 2002). Smoothed relative changes in potential yield are applied to the average potential yield of each land class ( $\rho_j^{\max}$ , eq. 2.12, p. 92). This is equivalent to change the x-axis on the histograms of land area classes of potential yield (Fig. 3.35, p. 176). Since the

FAO item “Agricultural area irrigated” is not filled in for most of the countries, “total area equipped for irrigation” was used. The increase of potential yield attributed to increased irrigation from 1961 to 2001 is 27 % in Middle East, 16 % in India, 14 % in China, 13 % in the rest of Asia, 4 % in USA, Former Soviet Union (FSU) and the rest of Latin America and less for other regions.

### 3.2.6 Livestock production model

As described in Section 2.3.3 (p. 95), the feed requirement of animal production is calculated using the Bouwman et al. (2005) dataset. This dataset considers monogastrics (non-grazing animals), ruminants bred in the extensive system that are fed by grazing only and ruminants bred in the intensive system that are fed by grass, food crops, residues and fodder, animal products and scavenging products. For each category, Bouwman et al. (2005) define a feed conversion factor defined as the calories of feed needed to produce one calorie of animal food ( $\beta$ ), and feed composition factors defined as the share of each specific feed product in total feed needs ( $\phi$ ). Bouwman et al. (2005) only report values of  $\beta$  and  $\phi$  for 1970, 2000 and 2030. Thus, in retrospective simulation, we assumed a linear evolution of these factors between these three dates (see table 3.7 and 3.8).

Regarding  $\beta$  values, from 1970 to 2000, the Bouwman et al. (2005) data show that the quantity of feed to produce a calorie of ruminant product in the intensive system,  $\beta_{r,int}$ , has decreased by 74 % for China, and 50 % for India and the rest of Asia. This trend likely reflects an increasing carcass weight, off-take rates, milk production per animal and a decrease of the use of animal traction (Bouwman et al., 2005, p 146). The feed conversion factor for monogastrics,  $\beta_m$ , decreased by 13 % for India, and by 36 % for China. Regarding  $\phi$  values, the share of food crops (soybean cakes, maize grain, etc.) in the feed ration of intensive ruminants,  $\phi_{r,int}^{fc}$ , increased for all regions except for Brazil where it decreased from 15 % in 1970 to 2 % in 2000. The largest increase of  $\phi_{r,int}^{fc}$  took place over China and the rest of Asia where it climbed up from 2 % in 1970 to 10 % in 2000, and over the Middle East (from 7 % to 29 %). The Bouwman et al. (2005) dataset was also used to infer trends in the yield of intensive and extensive grasslands (see Sect. 3.C.3, p. 169).

## 3.3 Results: Calibration and evaluation of specific model components

### 3.3.1 Crop yield function of input in each land class of each region

As described in Section 2.3.2 (p. 93), in each land class of each region, the yield of the *dynamic* croplands is an increasing function of agricultural inputs consumption (mainly fertiliser and pesticide). This function exhibits decreasing returns and asymptotes toward the potential yield of its land class,  $\rho_{k,j}^{\max}$ . In each land class  $j$ , the minimum yield,  $\rho_{k,j}^{\min}$ , corresponding to the no-inputs yield, is determined as a fixed fraction of the potential yield. In the first version of the model, the minimum to potential yield ratio on each land class  $R_{\max k}^{\min} = \rho_{k,j}^{\min} / \rho_{k,j}^{\max}$  was set to 10 % in each region because observed actual yields in the African continent – which are thought to be close the minimum yield – are reaching 10 % of the potential yield (chapter 2, p. 94). To refine this assumption, in this study, we firstly recalibrate the minimum yield by minimising the error between simulated and observed *dynamic* crop yields.

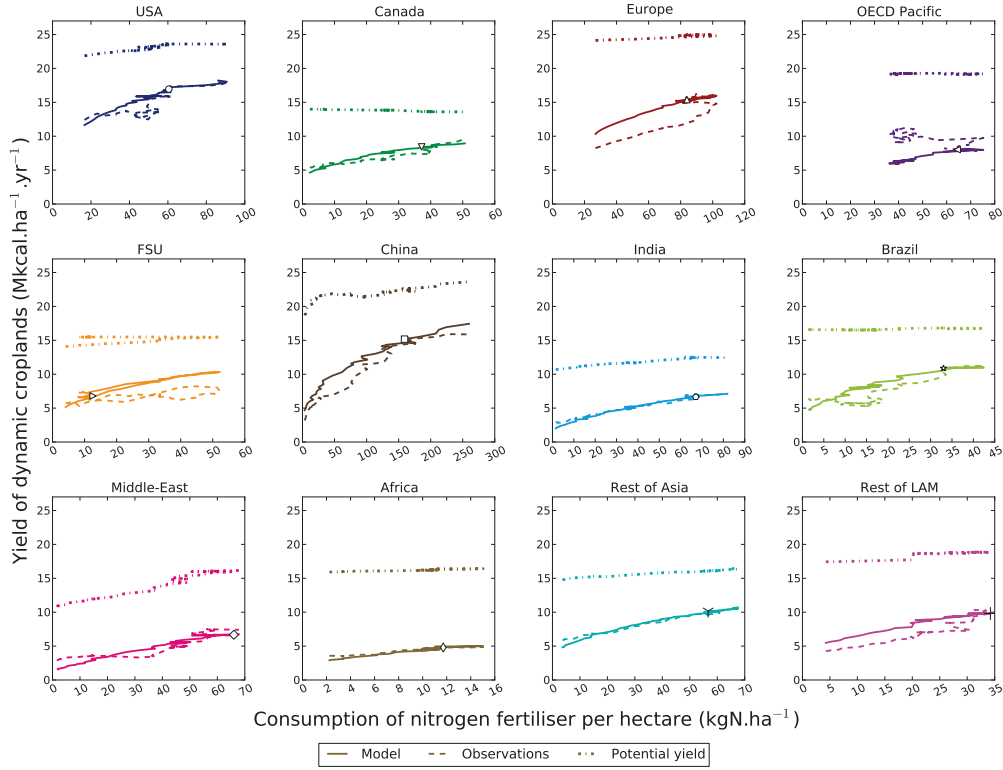


Figure 3.9: Potential, simulated and observed *dynamic* cropland yields as a function of nitrogen fertiliser consumption from FAO (2012) using calibrated  $R_{\max}^{\min}$  ratios. Markers points out the year 2001.

To calibrate and then to evaluate the accuracy of the crop yield function, we used a special version of the model for which no cost optimisation is performed. In that setting, the yield of *dynamic* cropland in each land class is still a function of fertiliser use ( $IC_j$ , the intermediary consumption of the land class  $j$ , eq. 2.13, p. 94) but  $IC_j$  is no more the result of a cost minimisation balancing chemical inputs price with food crop calorie price (eq. 2.21, p. 103). Assuming that the consumption of nitrogen fertiliser is a good proxy for the consumption of all agricultural inputs,  $IC_j$  is forced with relative nitrogen fertiliser consumption per hectare from the FAO (Fig. 3.3 in Sect. 3.2.2).

We aim at evaluating the simulated effect of increasing fertiliser consumption on crop yield without taking into account the effect of cropland expansion on less fertile land (extensive pastures). To isolate the former mechanism, the Ricardian production frontier is fixed to its 2001 level. In this configuration, the model is over constrained. The repartition between the intensive and the extensive livestock production system cannot evolve to match the prescribed land supply. Therefore the demand for agricultural land does not equal this prescribed land supply. This has no direct implication on this evaluation, as the mismatch between the supply and demand for land is only due to pasture areas and we are here focussing on the relationship between *dynamic* crop yield and fertiliser use.

First, the influence of minimum and potential yields levels on the model results is as-

essed. A sensitivity analysis is performed by using 7 values of potential yield from -40 to 40 % of the original value of  $\rho_j^{\max}$ , and 9 values of the minimum to potential yield ratio from 10 to 50 %. These values were modified so that potential yields be no less than 105 % of actual yields and minimum yields no more than 95 % of actual yields. The minimum  $R_{\max k}^{\min}$  value is set to 10 % as the literature suggest it can't be lower (Seufert et al., 2012; Erb et al., 2009, p17). Since the base year of the model is 2001, in retrospective simulations, the model is run from 2001 to 1961 and from 2001 to 2006. The model-data root-mean-square error (RMSE) is calculated by comparing in each region, the simulated *dynamic* cropland area to observed one (built using historical data as detailed in Sect. 3.2.3). *Dynamic* cropland RMSE is  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_t (Sdyn_{k,t}^{\text{model}} - Sdyn_{k,t}^{\text{obs}})^2}$ , where  $Sdyn_{k,t}^{\text{model}}$  is the area of *dynamic* crops in the region  $k$  at the year  $t$ .  $Sdyn_{k,t}^{\text{obs}}$  the observed area of *dynamic* crops (Sect. 3.2.3) and  $T$  is the length of the period (46 years).

The results of this sensitivity analysis show that the RMSE on the modelled *dynamic* cropland area is very sensitive to the minimum and potential yields levels (Fig. 3.19, p. 162). The model performance is also region-dependent. When the difference between minimum and potential yields decreases, the RMSE diminishes in the OECD Pacific and Former Soviet Union regions, and increase in Europe, China and rest of Latin America. For other regions, the *dynamic* cropland RMSE is less sensitive to potential yield levels and minimum yields levels minimising the RMSE lie in median values. The reason why OCDE Pacific and FSU show similar patterns may be their specific form of yield evolution since 1961 which did not increase monotonically with nitrogen fertiliser consumption per hectare (Fig. 3.9).

In addition to reproducing the time evolution of yields between 1961 and 2006, we also want to reproduce a response to fertiliser inputs that is not too different across regions. Indeed, Ladha et al. (2005) and Van Groenigen et al. (2010) shown the response of major cereals yield as a function of nitrogen are similar across regions. For this reason, we do not calibrate  $R_{\max k}^{\min}$  just by minimising the *dynamic* cropland RMSE. We used a customized error term (Eq. 3.1) which also takes into account the difference between a world reference  $s_{\min}^{\text{ref}}$  and the regional initial slope of the yield response to fertilisers,  $s_{\min k} = \frac{P_k^{\text{NPK}}}{\alpha_{\text{IC}k}}$ , with  $P_k^{\text{NPK}}$  the price of fertiliser at the base year calculated in Section 3.2.2, and  $\alpha_{\text{IC}k}$  (in kcal $^{-1}$ ) the initial slope of the production function, in monetary value terms (Sect. 2.3.2, p. 93):

$$R_{\max k}^{\min} = \operatorname{argmin} \left( \frac{\text{Weight}}{T} \sum_{t=0}^T \frac{(Sdyn_{k,t}^{\text{model}}(R_{\max k}^{\min}) - Sdyn_{k,t}^{\text{obs}})^2}{(Sdyn_{k,t}^{\text{obs}})^2} + \frac{(s_{\min k}(R_{\max k}^{\min}) - s_{\min}^{\text{ref}})^2}{s_{\min}^{\text{ref}^2}} \right) \quad (3.1)$$

$s_{\min k}$  value depends on  $R_{\max k}^{\min}$  because it is calibrated at the base year 2001 (Sect. 2.5.2, p. 108).  $s_{\min}^{\text{ref}}$  is 107 Mkal kgNPK $^{-1}$  and was determined using a first estimation of  $R_{\max k}^{\min}$  found by minimising the *dynamic* cropland RMSE (Sect. 3.C.1, p. 161). *Weight* is set to  $10^{-3}$  in order to have a correct tradeoff between minimising the error on simulated crop yield in the future and avoiding large differences in the response of yields to the volume of fertiliser. The value of *Weight* is manually tuned in order to obtain satisfying results. Because estimates of potential yields by LPJmL seems exceedingly high, Middle East's potential yield is reduced by 30 % in each land class to be consistent with values observed in other regions (Fig. 3.9 shows modified value).

Calibrated  $R_{\max k}^{\min}$  vary from 10 to 35 % between regions (Table 3.2). Fig. 3.9 shows the simulated *dynamic* cropland yields for calibrated  $R_{\max k}^{\min}$  as a function of nitrogen fertiliser consumption from FAO (2012). It is compared with observed *dynamic* cropland yields and

Table 3.2: *Dynamic* cropland root-mean-square error in  $\text{Mha yr}^{-1}$  for calibrated minimum to potential yield ratio, followed by RMSE as a percentage of the regional mean of observed *dynamic* cropland area over the 1961-2006 period in brackets (coefficient of variation of the RMSE,  $\text{CV}(\text{RMSE})$ ). Calibrated minimum to potential yield ratio ( $R_{\max k}^{\min}$  in percent), total consumption of fertiliser at the base year 2001 calculated using FAO data in Section 3.2.2 ( $IC_{\chi}^{\text{FAO}}$  in millions dollars), initial slope of the intermediary consumption function ( $\alpha_{\text{IC}k}$  in  $\text{\$ M kcal}^{-1}$ ), mean NPK price over the period 1999-2003 ( $P^{\text{NPK}}$  in  $\text{\$ kg NPK}^{-1}$ ), initial slope of the crop production function in volume of fertiliser ( $\frac{P_k^{\text{NPK}}}{\alpha_{\text{IC}k}}$  in  $\text{M kcal kg NPK}^{-1}$ ). World  $\alpha_{\text{IC}}$  is calculated by calibrating the crop production function on the whole world instead of calibrating it on each region, this value is not used in the model.

Regions	RMSE	$R_{\max k}^{\min}$	$IC_{\chi}^{\text{FAO}}$	$\alpha_{\text{IC}k}$	$P^{\text{NPK}}$	$P^{\text{NPK}}/\alpha_{\text{IC}k}$
USA	8.7 (10 %)	35	2717	1.4	160	111
Canada	2.0 (10 %)	30	467	2.4	286	117
Europe	13.4 (15 %)	25	4733	3.1	313	102
OECD Pacific	7.3 (46 %)	10	835	4.3	293	68
FSU	22.5 (21 %)	30	462	2.1	192	89
China	14.7 (17 %)	20	3495	1.5	169	110
India	13.2 (12 %)	15	2532	2.7	290	108
Brazil	4.9 (20 %)	25	841	2.1	235	114
Middle East	4.2 (33 %)	10	534	4.9	277	56
Africa	4.5 (6 %)	15	581	2.1	262	125
Rest of Asia	3.5 (6 %)	25	2109	2.5	289	115
Rest of LAM	6.3 (17 %)	25	897	2.4	271	112
World	-	-	20203	2.2	242	111

the potential yield. The model is used in its “no cost minimisation version” from 1961 to 2006. Despite some exceptions, the Nexus Land-Use fits rather well with observations, showing that the shape of our production function is adequate to reproduce historical yield trends. In absolute terms, the RMSE is larger than  $10 \text{ Mha yr}^{-1}$  for Europe, FSU, China and India and lower for other regions. In relative terms, the coefficient of variation of the RMSE (RMSE as a percentage of the mean of observed *dynamic* cropland over the 1961-2006 period,  $\text{CV}(\text{RMSE})$ ) is below 22 % except for the OECD Pacific and Middle East regions.

$\alpha_{\text{IC}k}$  ranges from 1.4 to 3.1  $\text{\$ M kcal}^{-1}$  except for OECD Pacific and Middle East where it is respectively 4.3 and 4.9  $\text{\$ M kcal}^{-1}$  meaning that it is more costly to increase yield in these regions (table 3.2).  $\frac{P_k^{\text{NPK}}}{\alpha_{\text{IC}k}}$  which mirrors the fertiliser use efficiency in volume over the 1961-2006 period ranges from 56 to 125  $\text{M kcal ton}^{-1}$ . It is the lowest in Middle East and the highest in Africa.

In the OECD Pacific, the observed yield does not increase as a monotonic function of nitrogen fertiliser consumption, because of the confounding effects of specific agricultural practices in Japan and South Korea over the period. In these countries, crop yields reported by FAO are not always positively correlated with fertiliser use. For example, the yield of rice increased by 11 % in Japan between 1970-1980 and 2000-2006 while the nitrogen fertiliser consumption per hectare decreased by 14 %. Similarly, fertiliser consumption is

poorly correlated with yield in Former Soviet Union. Between 1987 and 1994, because of the collapse of the centrally planned economy, the nitrogen fertiliser consumption per hectare decreased by 80 % while the observed *dynamic* cropland yields decreased only by 20 %. Then, between 1994 and 2003, the *dynamic* cropland yields increased by 30 % while the nitrogen fertiliser consumption per hectare decreased by 40 %.

In the following, we used calibrated values of  $\rho_j^{\min}$  and Middle East's  $\rho_j^{\max}$  cut down by 30 % with the "classic" version of the model for which fertiliser use and the Ricardian production frontier are solved to minimise the production cost of agricultural product.

### 3.3.2 International trade module

In the Nexus Land-Use model, the international trade of food crop products is modelled as follow:

$$\text{Imp}_k^{\text{fc}} = \alpha_k^{\text{fc,imp}} \times \frac{p_{\text{cal}_k}}{p_{\text{cal}}^{\text{w}}} \times D_k^{\text{fc}} \quad (3.2)$$

$$\text{Exp}_k^{\text{fc}} = \frac{\alpha_k^{\text{fc,exp}} p_{\text{cal}_k}^{-\gamma^{\text{fc}}}}{\sum_k \alpha_k^{\text{exp,fc}} p_{\text{cal}_k}^{-\gamma^{\text{fc}}}} \times \sum_k \text{Imp}_k^{\text{fc}} \quad (3.3)$$

Where  $D_k^{\text{fc}}$  is the demand for food crops (fc subscript) in the region  $k$  in calories,  $p_{\text{cal}_k}$  regional food crop calorie price and  $p_{\text{cal}}^{\text{w}}$  the world food crop calorie price.  $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  and  $\alpha_k^{\text{fc,exp}}$  are calibrated at the base year 2001 using trade data from Agribiom (Dorin, 2011).  $\gamma^{\text{fc}}$  is the price elasticity of exports of food crops which was arbitrary set to 2 % in the first version of the model. International trade of ruminant products is modelled in the same manner using the price of ruminant calories  $p_r$  and parameters  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$ ,  $\alpha_k^{\text{r,exp}}$  and  $\gamma^{\text{r}}$ . Trade of monogastric product is prescribed (Sect. 2.4.4, p. 104).

Between 1961 and 2006, the volume of food crop trade grew from 10 % to 23 % of the world food crop production. The ruminant products trade took in parallel an increasing fraction of world ruminant production, going from 9 % to 16 %. To reproduce these historical changes in the share of trade in total production, imports coefficients  $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  for food crops and  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$  for ruminants were modified during runs of the model using an annual evolution rate. An evolution rate of 1 % means that  $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  and  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$  coefficients increase by 1 % per year from 2001 to 2006 and decrease by 1 % per year from 2001 to 1961 backward in time. Imports and exports of monogastric products are forced by the evolution rate of  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$ .

In this section, four trade parameters are calibrated at the world level: the evolution rates of imports coefficients for food crops  $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  and ruminant products  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$  and, trade elasticities:  $\gamma^{\text{fc}}$  and  $\gamma^{\text{r}}$ . To do so, we ran a sensitivity analysis with 4 values of  $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  and  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$  evolution rates: 1 %, 2 %, 3 % and 4 % per year, 8 values for  $\gamma^{\text{fc}}$  from 0.5 to 4 and 4 values for  $\gamma^{\text{r}}$  from 0.5 to 2. Results assessment is based on different root-mean-square errors calculated over the period 1980-2006 considering that international trade was too limited before 1980 (the error calculation is detailed in Sect. 3.C.2, p. 164).

The global evolution rates of  $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  and  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$  were chosen to minimise the RMSE on the total trade volumes and imports. The resulting optimised values were found to be of 3 % per year for food crops, and 2 % per year for ruminants products. Using calibrated values of  $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  and  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$  evolution rates, sensitivity of the model to price elasticity of exports was assessed using the error on net imports by region defined in Table 3.3. For Europe, China, India, Brazil and rest of Latin America, the error on net trade of food crops increases with



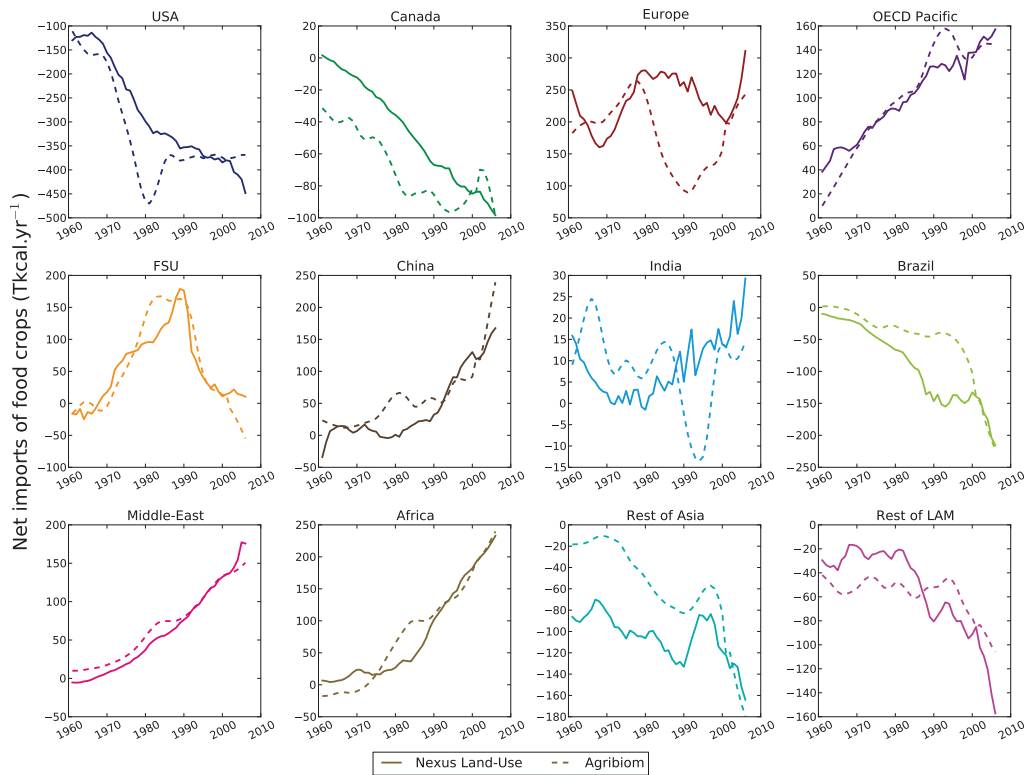


Figure 3.10: Simulated net imports of food crops compared to Agribiom data.

the elasticity value while it decreases in the Former Soviet Union and Middle East. USA and OECD Pacific have an optimal elasticity value of 2%. The errors of the last three regions are very little sensitive to price elasticity of food crops exports (Sect. 3.C.2, p. 164).

The global RMSE on net food crop trade is lowest for  $\gamma^{fc} = 1$ , but error is quite similar for  $\gamma^{fc}$  values comprised between 0.5 and 2 (Fig. 3.21, p. 165). The error on net trade of ruminant products also increases with ruminant trade elasticity for most of the regions. The lowest error is achieved with  $\gamma^r = 0.5$  but trade RMSE for  $\gamma^r = 1$  is only 8% higher. We use 1 for  $\gamma^{fc}$  and 0.5 for  $\gamma^r$ . With such similar errors, choosing a specific value is rather arbitrary. We stick to these values, however as  $\gamma^r < \gamma^{fc}$  is consistent with food crop market more reactive than ruminant meat market notably because transportation are lower for food crops.

As shown by Fig. 3.10 simulated net imports of food crops fits rather well with the Agribiom data for most of the regions on the 1980-2006 period. Except for India, Brazil and Europe the coefficient of variation of the RMSE on net trade of food crops is below 42% (Table 3.3). Concerning trade of ruminant products, performances of the model are lower. Net imports of ruminant and monogastric products are shown in Sect. 3.C.2, p. 164.

Table 3.3: Root-mean-square error on net trade for food crops and ruminant products on the 1980-2006 period in  $\text{Tkcal yr}^{-1}$ , followed by the RMSE as a percentage of the mean absolute value of the net trade of food crops or ruminant products in brackets ( $\text{CV}(\text{RMSE})$ ).

RMSE is  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_t ((\text{Imp}_{k,t}^{\text{model}} - \text{Exp}_{k,t}^{\text{model}}) - (\text{Imp}_{k,t}^{\text{obs}} - \text{Exp}_{k,t}^{\text{obs}}))^2}$ , with model and obs subscripts denoting respectively modelled and observed trade. RMSE at the world level is  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_{k,t} ((\text{Imp}_{k,t}^{\text{model}} - \text{Exp}_{k,t}^{\text{model}}) - (\text{Imp}_{k,t}^{\text{obs}} - \text{Exp}_{k,t}^{\text{obs}}))^2}$

Region	Food crops	Ruminant products
USA	65 (17 %)	2 (19 %)
Canada	25 (29 %)	1 (38 %)
Europe	110 (71 %)	9 (137 %)
OECD Pacific	15 (11 %)	4 (31 %)
FSU	36 (39 %)	7 (236 %)
China	35 (40 %)	2 (49 %)
India	13 (130 %)	1 (132 %)
Brazil	68 (88 %)	1 (120 %)
Middle-East	13 (13 %)	2 (60 %)
Africa	28 (20 %)	4 (51 %)
Rest of Asia	36 (41 %)	2 (43 %)
Rest of LAM	25 (39 %)	2 (29 %)
World	165	14

### 3.4 Results: Evaluation of the Nexus Land-Use model to reproduce past cropland areas

Using the parameters calibrated in the previous section, the performances of the model are now investigated through a backcasting exercise over the period 1961-2006. Two retrospective simulations are compared with historical data. Simulation *FT*, uses forced international trade, and *ET* is based upon endogenous trade. For both simulations, estimations of cropland areas (areas for *dynamic* and *other* crops), food prices and fertiliser consumption in each region are evaluated against historical data in each region. Data sources are Ramankutty and Foley (1999) for cropland areas, World Bank (2012a) for food prices and FAO (2012) for fertiliser consumption.

According to Ramankutty and Foley (1999), between 1961 and 2006, the global cropland area increased by 9%. Regionally, it decreased by 15% in Canada, Europe and FSU. It increased by 20% in Middle East and in the rest of Latin America, by 50% in Africa and the rest of Asia and doubled in Brazil. Pasture area decreased or stayed constant in most of the regions except in Brazil and China where it increased respectively by 36% and 70%. The large decline of Middle East pasture area from 88 Mha in 2004 to 66 Mha in 2005 seems to be due to the removal in the national inventory of pastures in Iran (Fig. 3.11).

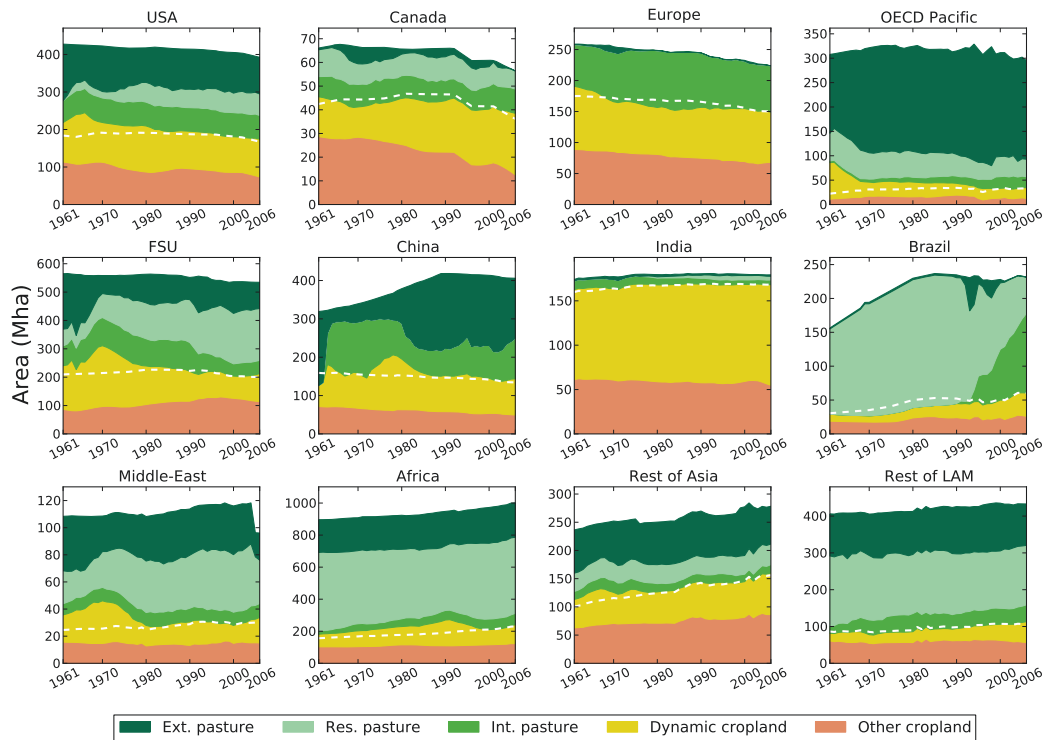


Figure 3.11: Land-use changes simulated by the Nexus Land-Use on the period 1961-2006 with forced trade. The white dashed line shows cropland area reconstructed by Ramankutty and Foley (1999) used as observations.

### 3.4.1 Simulation with forced trade (*FT*)

Land-use changes resulting from *FT* simulation are shown in Fig. 3.11. Over the 1980-2006 period, the simulated historical cropland area fit observations for most regions well. In absolute terms, larger root-mean-square errors are for Africa with  $47.3 \text{ Mha yr}^{-1}$  and China ( $13.7 \text{ Mha yr}^{-1}$ ). In relative terms, larger  $\text{CV}(\text{RMSE})$  are for OECD Pacific with 25 % per year, Africa (24 %  $\text{yr}^{-1}$ ), Brazil (14 %  $\text{yr}^{-1}$ ), China (9 %  $\text{yr}^{-1}$ ) and error is below 6 %  $\text{yr}^{-1}$  in other regions (Table 3.4). As shown in Section 3.3.1, the model is not able to reproduce yield trends in OECD Pacific because of the specific evolution of crop yield and fertilisers consumptions in Japan and South Korea. The model performs less well its results are evaluated over the whole period. On average on the 1961-2006 period, we obtain a  $\text{CV}(\text{RMSE})$  of 69 %  $\text{yr}^{-1}$  for OECD Pacific, 34 %  $\text{yr}^{-1}$  for Middle East, 23 %  $\text{yr}^{-1}$  for Africa, 17 %  $\text{yr}^{-1}$  for Brazil and for FSU, 14 %  $\text{yr}^{-1}$  for China, 13 %  $\text{yr}^{-1}$  for USA and below 7 %  $\text{yr}^{-1}$  for other regions.

The model overestimates pasture area in Europe between 1970 and 2000, and produces implausible land-use changes between extensive and intensive pastures in China in the 1960's and 1970's. This misfit could be explained by inconsistencies between pasture area evolution from Ramankutty and Foley (1999) and the consumed grass yield of intensive pasture from Bouwman et al. (2005) which are based on different land-use datasets.

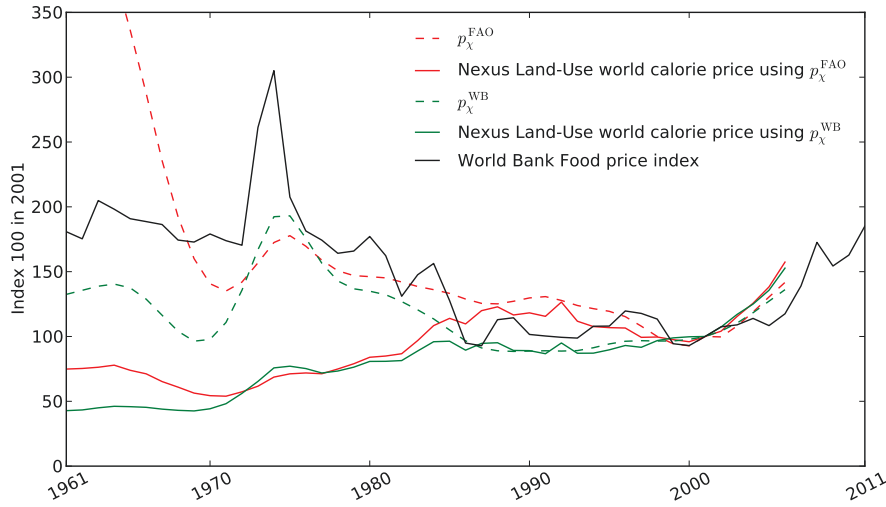


Figure 3.12: Calorie price simulated by the Nexus Land-Use using two different fertiliser price index values,  $p_x^{\text{FAO}}$  calculated from the FAO database (Sect. 3.2.2, red curves) or  $p_x^{\text{WB}}$  from World Bank (2012a) database (green curves). Food price index from World Bank (2012a) (black curve).

Globally, the Nexus Land-Use model significantly overestimates cropland area in the 1960's and 1970's by up to 12% in 1961. This can be explained either by an overestimation of the land to fertiliser substitution, or by an overestimation of the actual fertiliser price level by our fertiliser price proxy. Indeed, in the 1960's and 1970's, the fertiliser price index based on FAO data ( $p_x^{\text{FAO}}$ , Section 3.2.2) is significantly higher than the fertiliser price index from World Bank (2012a) ( $p_x^{\text{WB}}$ , Fig. 3.12).

To assess the impact of the fertiliser price index on the model results, we forced it with  $p_x^{\text{WB}}$  instead of  $p_x^{\text{FAO}}$ . As expected, the underestimation of crop yield is less pronounced. The CV(RMSE) on cropland areas on the 1961-2006 period is 69% yr<sup>-1</sup> for OECD Pacific with  $p_x^{\text{FAO}}$  while it is 31% yr<sup>-1</sup> with  $p_x^{\text{WB}}$ . For Africa this error falls from 23% yr<sup>-1</sup> ( $p_x^{\text{FAO}}$ ) to 16% yr<sup>-1</sup> ( $p_x^{\text{WB}}$ ). At the world level the CV(RMSE) falls from 9% yr<sup>-1</sup> to 6% yr<sup>-1</sup>.

Fig. 3.12 shows the world calorie price for the two retrospective simulations using either  $p_x^{\text{FAO}}$  (default case) or  $p_x^{\text{WB}}$ . In Nexus Land-Use, the world calorie price is defined as the mean of the regional calorie price weighted by the share of each region in total exports. When comparing our calorie price with the food price index from World Bank (2012a), it appears that the world calorie price is underestimated by the Nexus Land-Use before 1985, both with  $p_x^{\text{FAO}}$  and  $p_x^{\text{WB}}$ . It is challenging to explain this underestimation, because the actual underlying causes of food price evolution are complex. The gap with historical data can be related to some model simplifications (no labour / capital substitution, agricultural policies not taken into account), bias in historical data used for forcing and in the World Bank's food price index itself (possibly due to the price deflator used).

Finally, to assess the accuracy of the endogenously calculated intermediary consumption, it was compared to nitrogen fertiliser consumption from FAO (2012) (Fig. 3.13). Overall, the model tend to underestimate the consumption of fertiliser, as for cropland area this may result either from an overestimation of the land to fertiliser substitution or from an overestimation of the actual fertiliser price level by our fertiliser price proxy.

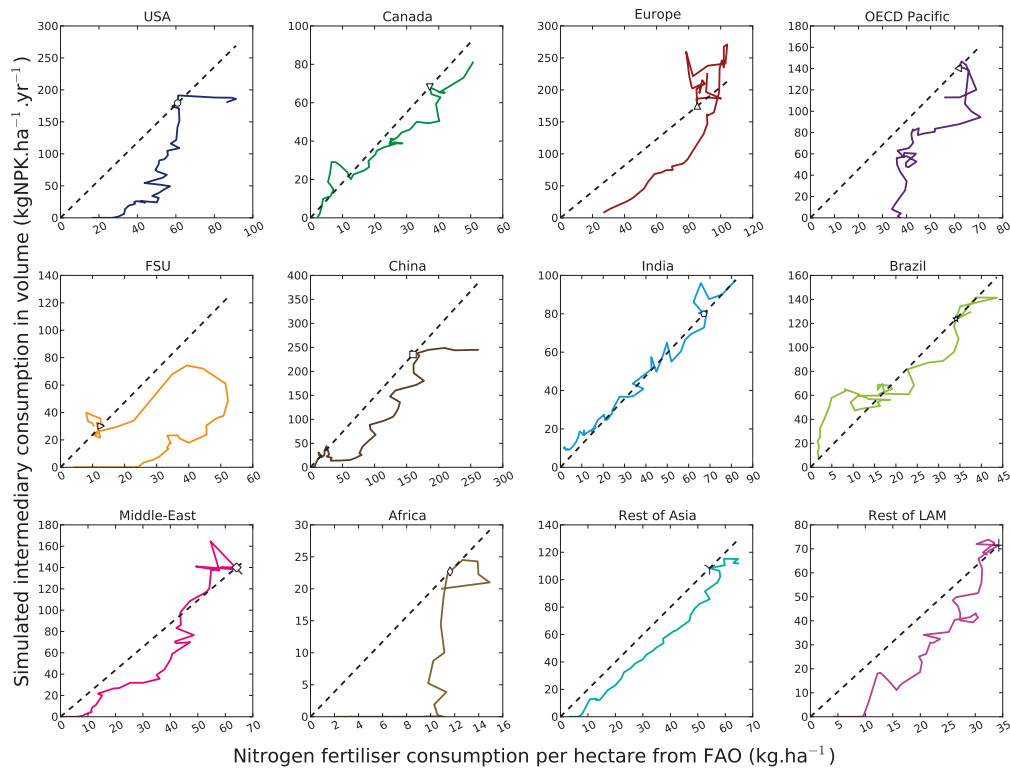


Figure 3.13: Simulated annual intermediary consumption versus nitrogen fertilisers consumption from FAO (2012). Intermediary consumption is underestimated by the model when solid curves (simulation) are above dashed lines.

### 3.4.2 Simulation with endogenous trade (*ET*)

Land-use changes resulting from the endogenous trade simulation (*ET*) are shown on Fig. 3.14. For OECD Pacific and Brazil and more marginally for USA, Europe, FSU and China, the error on cropland area on the 1961-2006 period is lower with endogenous trade than with forced trade. This suggests that the model bias on trade compensates for yield bias. In India, the error is quite similar between *ET* and *FT*. In other regions the error on cropland area estimations are larger (Table 3.4). Notably, the CV(RMSE) on backcasting cropland area for Middle East jumps from 34 % to 53 % in 1961 because in the *ET* simulation, Middle East exports 5 Tkal of food crops in 1961 while this region actually imported 10 Tkal, representing 18 % of its consumption. The world calorie price is quite similar except on the 1980-2000 period where it is 22 % lower on average. Changes in intermediary consumption are very close to those of the forced trade simulation.

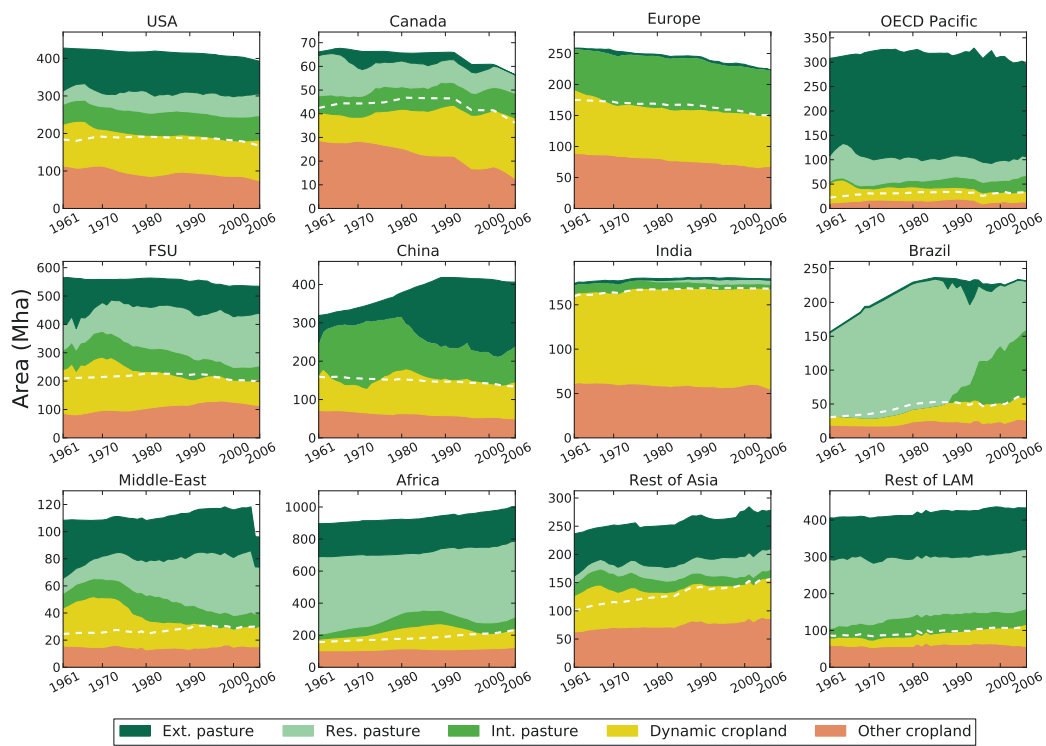


Figure 3.14: Land-use changes simulated by the Nexus Land-Use on the period 1961-2006 with endogenous trade.

Table 3.4: Root-mean-square error (RMSE) on cropland area estimation for forced trade (*FT*) and endogenous trade (*ET*) simulations, over the periods 1980-2006 and 1961-2006 in Mha, followed by RMSE as a percentage of the regional mean of observed cropland area during the period in brackets (CV(RMSE)). RMSE is defined by  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_t (S_{k,t}^{\text{model}} - S_{k,t}^{\text{obs}})^2}$ , where  $S_{k,t}^{\text{model}}$  and  $S_{k,t}^{\text{obs}}$  are the simulated and observed cropland area of the region  $k$  at the year  $t$  and  $T$  is the number of years of the period.

Regions	1980-2006				1961-2006			
	<i>FT</i>		<i>ET</i>		<i>FT</i>		<i>ET</i>	
USA	7.2	(4 %)	6.1	(3 %)	24.2	(13 %)	20.2	(11 %)
Canada	2.0	(5 %)	3.5	(8 %)	2.1	(5 %)	3.9	(9 %)
Europe	8.7	(5 %)	5.1	(3 %)	8.7	(5 %)	6.1	(4 %)
OECD Pacific	8.0	(25 %)	7.3	(23 %)	21.3	(69 %)	13.9	(45 %)
FSU	7.7	(4 %)	7.9	(4 %)	37.7	(17 %)	31.0	(14 %)
China	13.7	(9 %)	12.4	(9 %)	20.4	(14 %)	13.8	(9 %)
India	0.7	(0 %)	0.7	(0 %)	1.5	(1 %)	1.3	(1 %)
Brazil	7.1	(14 %)	4.1	(8 %)	7.7	(17 %)	5.0	(11 %)
Middle-East	1.6	(6 %)	4.3	(15 %)	9.5	(34 %)	14.5	(53 %)
Africa	47.3	(24 %)	55.0	(28 %)	43.0	(23 %)	47.9	(26 %)
Rest of Asia	2.4	(2 %)	5.3	(4 %)	8.6	(7 %)	16.4	(13 %)
Rest of LAM	3.4	(3 %)	4.3	(4 %)	3.9	(4 %)	5.7	(6 %)
World	60.0	(4 %)	72.2	(5 %)	122.8	(9 %)	113.1	(8 %)

### 3.5 Robustness of the evaluation

In this section, the impact of selected model forcing input data on retrospective simulations is assessed in order to estimate the robustness of the evaluation performed in this paper. In addition, the impact of the maximal conversion speed of residual pastures parameter is evaluated. The sensitivity of model error to the following input data and parameter is assessed:

- Two indexes of fertiliser price:  $p_x^{\text{FAO}}$  calculated from FAO data in Sect. 3.2.2 and  $p_x^{\text{WB}}$  from World Bank (2012a).
- Two land-use datasets: The original land-use dataset of Nexus Land-Use version 1.0 – comprising cropland and pasture maps from Ramankutty et al. (2008) and forest map from Poulter et al. (2011) – and, the land-use dataset from Erb et al. (2007) described in appendix 3.D, p. 170.
- Two potential yields datasets: LPJmL and Licker et al. (2010) (see appendix 3.D).

To ensure a consistent comparison between results,  $R_{\text{max}}^{\text{min}}$  ratios have been recalibrated for each yield and land-use datasets (Table 3.9). Results of the sensitivity analysis are shown on Fig. 3.15. Globally, the coefficient of variation of the RMSE on cropland area is the lowest with Licker/Ramankutty/Poulter ( $2.7\% \text{ yr}^{-1}$  whatever the fertiliser price index used), and the highest with LPJmL/Ramankutty/Poulter/ $p_x^{\text{FAO}}$  ( $4.7\% \text{ yr}^{-1}$ ). Using  $p_x^{\text{FAO}}$  tends to increase the error at the world level but the impact of the fertiliser price index on error depends of the yield dataset used. With LPJmL/Ramankutty/Poulter the CV(RMSE) when using  $p_x^{\text{FAO}}$  is 30% higher than when using  $p_x^{\text{WB}}$ , but with Licker this difference is negligible. The Nexus Land-Use appears thus to perform better using Licker/Ramankutty/Poulter datasets. This does not say anything on the accuracy of these datasets. The better performance using Licker can simply be related to the input scenario which may underestimate changes in potential yield. This underestimation is partly corrected by using the Licker dataset in which potential yields are lower than in LPJmL. Globally, the model reconstructed cropland versus pasture areas appears to be robust on the period 1961-2006. Regional CV(RMSE) on cropland area on the 1961-2006 period among the various dataset do not show differences larger than 15% except for OECD Pacific, Middle East and Africa.

In the example of model outputs presented in Souty et al. (2012), and retrospective simulations presented in this paper, the maximal conversion speed of residual pastures (MCSR) was arbitrary set to 20%, it is thus crucial to test its influence on the model. As a reminder, residual pastures are located on high-yield land classes but are part of the extensive system (no input and grazing only). Considered to be an inefficient use of land from the point of view of economic return (Sect. 2.3.4, p. 98), areas of residual pastures get reduced as soon as the pressure on agricultural land – measured by variations of the production frontier  $j_{\text{limit}}$  – is higher than its reference level for year 2001. The annual conversion speed is linearly related with the pressure on land up to a maximum arbitrary fixed to 20% per year. Therefore, when  $j_{\text{limit}} = 1$ , 20% of residual pastures are converted to *dynamic* cropland and intensive pastures, this share diminishes linearly until  $j_{\text{limit}}$  is equal to its reference level for year 2001 and no residual pastures are converted. In the same manner, increase in  $j_{\text{limit}}$  induce conversions of *dynamic* croplands and intensive pastures into residual pastures.

A sensitivity analysis was carried out with 3 values for MCSR: 10%, 20% and 30% and the different datasets mentioned above. Globally, results suggest that MCSR have a negligible impact on model outputs. Depending on whether MCSR is set to 10% or 30%,



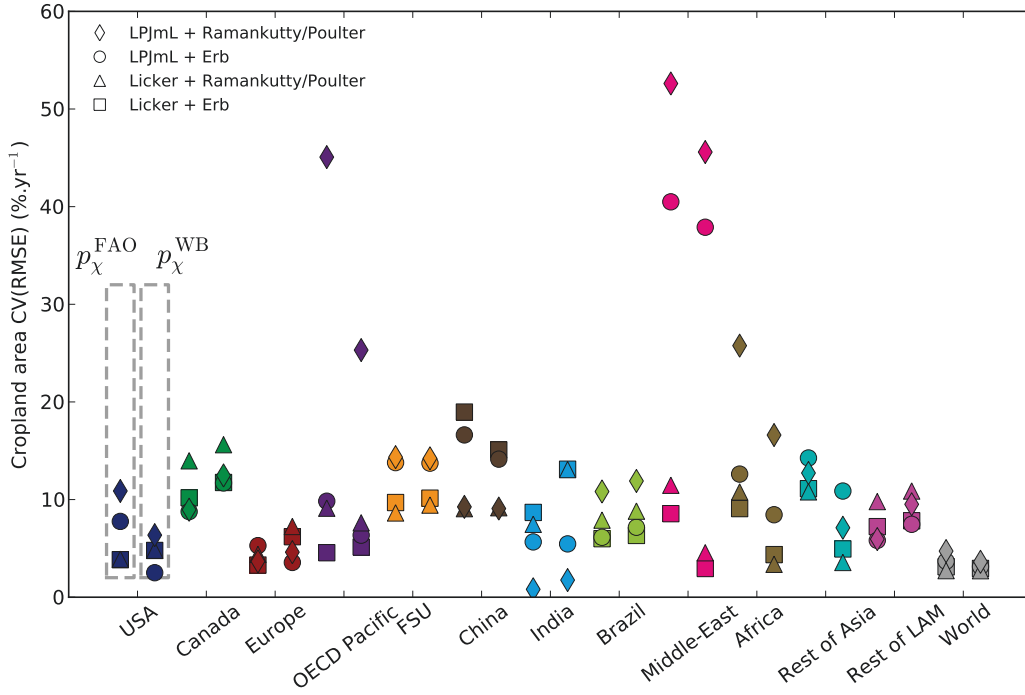


Figure 3.15: Coefficient of variation of the root-mean-square error on cropland area over the 1961-2006 period depending of the yield dataset (LPJmL or Licker), the land-use dataset (Erb or Ramankutty/Poulter) and the fertiliser price index ( $p_{\chi}^{\text{FAO}}$  or  $p_{\chi}^{\text{WB}}$ ). Coefficient of

variation of RMSE (CV(RMSE)) is  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_t \frac{(S_{k,t}^{\text{model}} - S_{k,t}^{\text{obs}})^2}{\langle S_{k,t}^{\text{obs}} \rangle}}$ , where  $S_{k,t}^{\text{model}}$  and  $S_{k,t}^{\text{obs}}$  are the simulated and observed cropland area of the region  $k$  at the year  $t$ ,  $T$  is the number of years of the period (46 years) and  $\langle S_{k,t}^{\text{obs}} \rangle$  is the mean of  $S_{k,t}^{\text{obs}}$  over  $T$ . CV(RMSE) at the world

level is  $\frac{\sqrt{\frac{1}{T} \sum_{k,t} (S_{k,t}^{\text{model}} - S_{k,t}^{\text{obs}})^2}}{\langle \sum_k S_{k,t}^{\text{obs}} \rangle}$

regional estimations of cropland areas differ by less than 5%, in 95% of the cases (12 regions times 8 input data combinations). The highest difference is for India (for the run using Licker yields, Ramankutty/Poulter land-use dataset and  $p_{\chi}^{\text{FAO}}$ ) where the difference is 9%. The weak influence of MCSRP is explained by the fact that variations of residual pasture area are compensated by comparable variations of extensive pastures. As a consequence, the sum of these two categories of pastures is nearly constant according to MCSRP values and only the ratio between residual and extensive pastures area is impacted. The distribution of cropland areas over land classes is also impacted: the less the area of residual pasture the more cropland areas are located on high potential yield land classes and conversely.

### 3.6 Comments on model evaluation

Very few studies have attempted to assess the performance of an economic model against historical long term data. While many economic data are available, few models go through a “validity test”. But what permits to call a model validated? According to Barlas and Carpenter (1990) “ the validity controversy is strongly tied to a fundamental problem in the philosophy of science: What is scientific knowledge, and what constitutes confirmation of a knowledge claim?” For traditional logical empiricists for whom a model “is assumed to be an objective and absolute representation of the real system”, then “valid” is taken in his common sense, that is as a synonymous with correct or true. Model validation consists in confronting empirical facts (e.g. measurement) with model results and checking if the model has the expected accuracy (e.g. lies within the measurement uncertainties). By contrast, with a more relativist idea of scientific knowledge, “no model can claim absolute objectivity, for every model carries in it the modeller’s world view. Models are not true or false but lie on a continuum of usefulness.” Then, model validation is rather more “a gradual process of building confidence in the usefulness of a model” (Barlas and Carpenter, 1990).

According to Oreskes et al. (1994) advocates of logical empiricism are committing logical fallacy called “affirming the consequent” because “even if a model result is consistent with present and past observational data, there is no guarantee that the model will perform at an equal level when used to predict the future”. This is because the system modelled may change its identity, an element that was insignificant in the past could have a substantial influence on the system in the future. Note that Oreskes et al. (1994) discussed numerical models of natural systems, but we should be even more careful about predictions made by economic models because human societies are especially subject to change of identity. For instance, some studies argue that fossil fuel depletion could induce such a change (Giampietro and Mayumi, 2009; Hall et al., 2008).

Therefore, we stick to a more relativist conception of model usefulness and consider validity as “a degree of credibility that accrues, as a model survives more varied and exacting predictive tests” (Hodges and Dewar, 1992, p15). Also with Oreskes (1998), we prefer the word “evaluation” rather than “validation” because governmental organisations and other people outside the modelling community interpret validation in his common sense. If “a validated model provides a reliable basis for decision making” (Oreskes, 1998), then modeller’s shouldn’t say that their model is validated.

### 3.7 Concluding remarks

This article allows us to understand the difficulties to model agricultural land-use changes at the level of large regions of the world. Since the 1960s, the agricultural sector of most countries underwent profound structural changes. Despite the great complexity of the underlying cause triggering those structural changes, this study shows that the Nexus Land-Use model can reproduce part of agricultural land-use changes.

In this evaluation several components were assessed, main results are: When forced by nitrogen fertiliser consumption, the crop production function is rather well suited to reproduce historical trends in crop yields in most regions. Because of its concave shape, it tends to underestimate crop yields in the 1960s while historical data rather show that crop yields are a linear function of N fertiliser consumption. The crop production function cannot reproduce the specific patterns observed in OECD Pacific, Former Soviet Union and Europe. Performances of the trade module vary widely among regions. In addition, the

analysis presented in Section 3.C.3 in appendix (p. 169) shows that regional consumed grass yields used in the Nexus Land-Use are consistent with grassland productivity provided by the vegetation model ORCHIDEE (Krinner et al., 2005). Overall, the Nexus Land-Use model reproduces trends in food prices, cropland and pasture areas from 1980 to 2006 but tends to underestimate food prices and overestimate cropland area in the 1960s, showing the limits of our model to mimic the whole complexity of the agricultural sector.

Finally, if this retrospective analysis many interesting insight on the model functioning, we can't directly draw conclusions on its accuracy for prospective analysis. Actually, the agricultural sector may be increasingly constraint by growing food and biomass energy demand in a context of slowdown of yield growth rates (Alston et al., 2009), making some mechanisms of the Nexus Land-Use more or less relevant.

## 3.A Appendix: Changes from Nexus Land-Use version 1.0

### 3.A.1 Intensive pasture areas

Intensive pastures areas of the old and the new Bouwman et al. (2005) dataset are shown in table 3.5. Symmetric changes appears in residual pastures areas since they are defined as the difference between pastures from Ramankutty et al. (2008) located at the right of the limit land class (high yield land classes) and intensive pasture areas from Bouwman et al. (Sect. 2.3.4, p. 98). In addition, consumed grass yields on intensive and extensive pastures are adjusted, in order that total grass consumed in each system and in each region remains unchanged (table 3.7).

Table 3.5: Intensive pastures areas for each region at the base year 2001 in Mha from Bouwman et al. (2005). Old data used in Nexus Land-Use version 1.0 and new data used in this paper.

Regions	Intensive pasture area	
	Old	New
USA	121	64 (+ -47 %)
Canada	5	10 (+ 107 %)
Europe	84	84 (+ 0 %)
OECD Pacific	24	24 (+ 0 %)
FSU	48	46 (+ -6 %)
China	74	81 (+ 10 %)
India	4	5 (+ 13 %)
Brazil	25	79 (+ 213 %)
Middle East	7	9 (+ 32 %)
Africa	64	65 (+ 2 %)
Rest of Asia	12	13 (+ 7 %)
Rest of LAM	43	42 (+ -3 %)
World	512	522 (+ 2 %)

### 3.A.2 Fodder crops in global supply/demand balance

To account for fodder crop included in the LPJmL model (dynamic category), the demand for feed to produce ruminant products (eq. 2.4, p. 84) is now:

$$D_{r,int}^{fc} = Q_{r,int} \beta_{r,int} \left( \phi_{r,int}^{fc} + \phi_{r,int}^{fodder} \frac{Q_{fodder}^{LPJmL}(t = 2001)}{D_{r,int}^{fodder}(t = 2001)} \right) \quad (3.4)$$

Where,  $Q_{fodder}^{LPJmL}(t = 2001)$  is the fodder crop production included in LPJmL at the base year in each region in Mkal of grain equivalent from Monfreda et al. (2008) and

$D_{r,int}^{\text{fodder}}(t = 2001)$  is the demand for residues and fodder for ruminant animals at the base year. By doing so, a part of the demand for fodder crops is moved to the demand for food crop feeding ruminant animals,  $D_{r,int}^{\text{fc}}$ . During the simulation, this part is a constant share of the demand for residues and fodder by ruminant animals. Obviously, this is not done when using the Licker et al. (2010) yield dataset which do not include fodder crops. Fodder crop production was converted in grain equivalent by using, for each fodder crop in each region, the ratio between the mean yield of the corresponding grain crop (e.g. maize for fodder maize) and the fodder crop mean yield.

## 3.B Historical data (1961-2006)

### 3.B.1 Fertiliser price and consumption

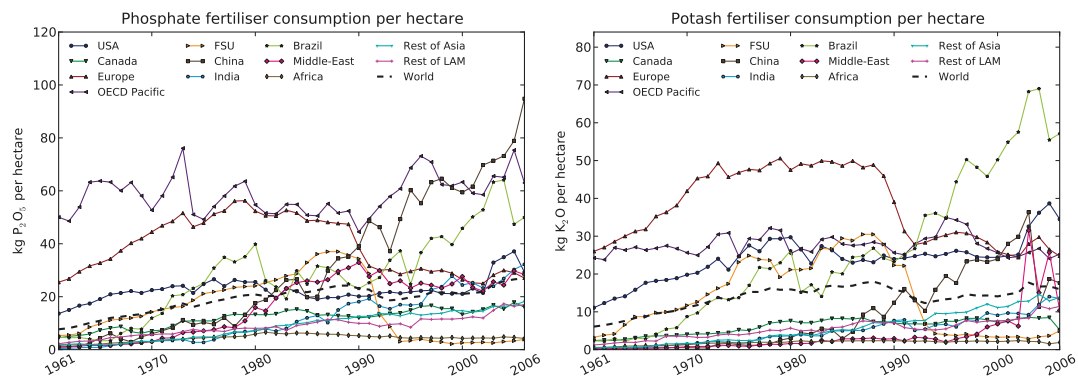


Figure 3.16: Consumption of phosphate (P) and potash (K) fertilisers per hectare of cropland.

3.B.2 Other crop production and cropland area

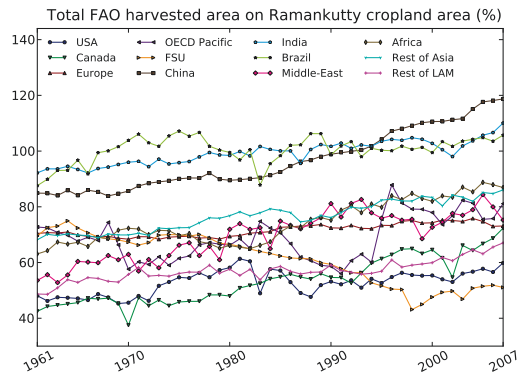


Figure 3.17: Ratio between total harvested area from FAO and Ramankutty cropland area.

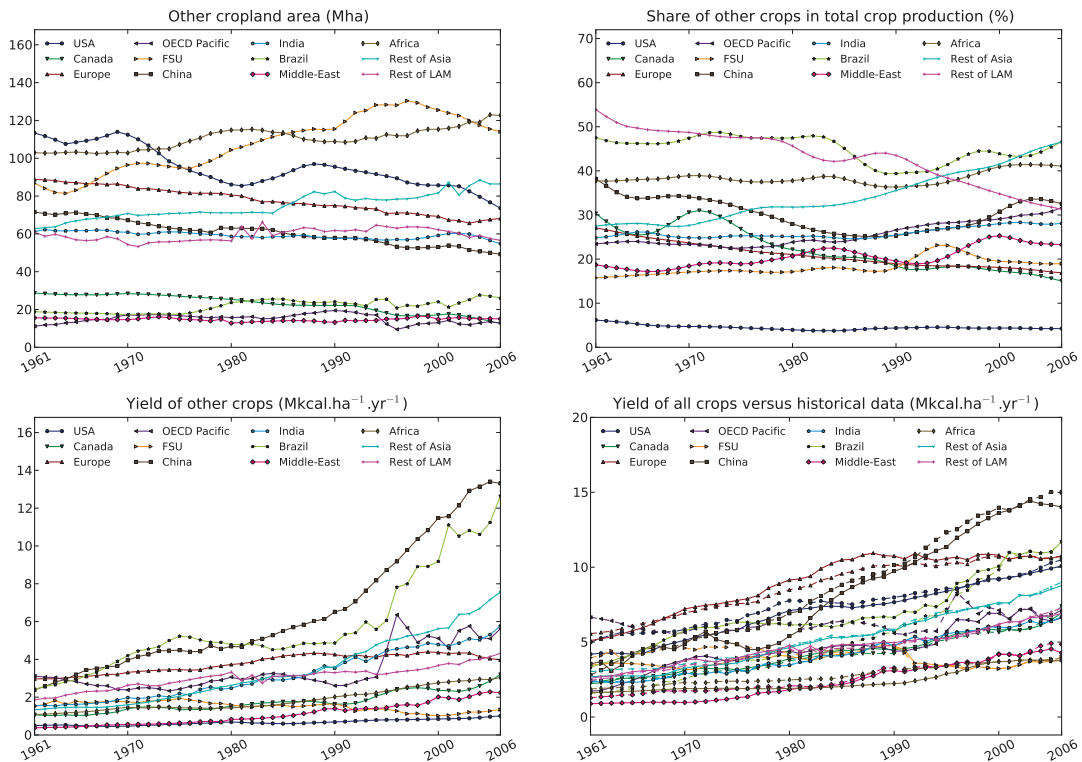


Figure 3.18: Other cropland area, share of other crops in total crop production and resulting yield of other crops calculated in section 3.2.3. Yield of all crops (*dynamic + other*, solid line) versus historical data (dashed line) from the simulation with forced trade.

Table 3.6: Mean potential yield for rainfed and irrigated crops. Area of *dynamic* cropland irrigated at the base year (LPJmL data), total area equipped for irrigation in 1961 and 2001 (value in brackets is the share of total cropland area equipped for irrigation in 2001).

Regions	Potential yield (Mkcal ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )		Area irrigated (Mha) in		
	Rainfed	Irrigated	<i>dyn.</i> crop. 2001	total crop. 2001	total crop. 1961
USA	22	38	11	22 (12 %)	14
Canada	13	24	0.3	0.8 (2 %)	0.4
Europe	24	38	6	24 (16 %)	10
OECD Pacific	17	26	2	7 (19 %)	5
FSU	14	28	6	21 (10 %)	9
China	19	25	48	55 (39 %)	30
India	10	17	35	57 (34 %)	25
Brazil	16	20	1	3 (6 %)	0.5
Middle-East	16	29	7	16 (54 %)	7
Africa	15	27	4	13 (6 %)	7
Rest of Asia	14	18	24	45 (29 %)	23
Rest of LAM	18	24	6	16 (15 %)	8
World	17	24	149	280 (19 %)	139

### 3.B.3 Potential yield

### 3.B.4 Livestock production model

Table 3.8: Feed conversion factor for intensive ruminants ( $\beta_{r,int}$ ) in “kcal of feed”/“kcal of animal product”. Share of feed categories in animal rations ( $\phi$ , fc subscript: food crops, fodder: residues and fodder, grass: pasture grass, m: monogastrics, r,int: intensive ruminants). Consumed grass per hectare of intensive pasture in  $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1} (\rho_{past,int}^{grass})$ . Production of ruminant product per hectare of intensive pasture in  $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1} (\rho_{past}^{r,int} = \frac{\rho_{past,int}^{grass}}{\beta_{r,int} \phi_{r,int}^{grass}})$ . 1 kcal = 4.1868 kJ.

		$\beta_{r,int}$	$\phi_{r,int}^{fc}$	$\phi_{r,int}^{fodder}$	$\phi_{r,int}^{grass}$	$\rho_{past,int}^{grass}$	$\rho_{past}^{r,int}$
USA	1970	16	0.19	0.24	0.57	12.4	1.4
	2000	11	0.25	0.19	0.56	11.9	1.9
	2030	11	0.25	0.19	0.56	14.2	2.3
Canada	1970	10	0.24	0.22	0.54	4.8	0.9
	2000	13	0.29	0.15	0.56	9.4	1.3
	2030	12	0.29	0.15	0.56	9.7	1.5
Europe	1970	11	0.10	0.40	0.49	11.0	2.1
	2000	10	0.13	0.33	0.53	13.7	2.6
	2030	9	0.15	0.34	0.51	11.8	2.7
OECD Pacific	1970	20	0.09	0.25	0.65	28.9	2.3
	2000	14	0.19	0.25	0.55	5.9	0.8
	2030	10	0.19	0.26	0.52	6.5	1.3
FSU	1970	16	0.19	0.24	0.57	7.7	0.9
	2000	13	0.21	0.25	0.53	8.3	1.2
	2030	12	0.19	0.27	0.53	8.2	1.3
China	1970	72	0.02	0.37	0.55	1.9	0.0
	2000	18	0.10	0.28	0.57	5.4	0.5
	2030	16	0.10	0.28	0.57	10.4	1.1
India	1970	36	0.02	0.28	0.19	13.8	2.0
	2000	19	0.03	0.30	0.17	47.9	14.9
	2030	18	0.04	0.32	0.14	85.8	33.9
Brazil	1970	34	0.15	0.27	0.53	4.9	0.3
	2000	38	0.02	0.28	0.65	7.3	0.3
	2030	53	0.02	0.25	0.68	14.8	0.4
Middle East	1970	19	0.07	0.41	0.44	3.0	0.4
	2000	12	0.29	0.34	0.30	4.3	1.2
	2030	10	0.30	0.35	0.29	7.3	2.5
Africa	1970	39	0.05	0.33	0.56	3.7	0.2
	2000	34	0.08	0.28	0.59	6.4	0.3
	2030	25	0.08	0.27	0.59	11.1	0.7
Rest of Asia	1970	74	0.02	0.17	0.54	15.1	0.4
	2000	33	0.09	0.25	0.35	22.8	2.0
	2030	27	0.08	0.27	0.30	37.3	4.5
Rest of LAM	1970	27	0.05	0.27	0.64	5.7	0.3
	2000	32	0.06	0.24	0.64	15.0	0.7
	2030	25	0.06	0.25	0.64	23.4	1.4



Table 3.7: Feed conversion factor for monogastrics ( $\beta_m$ ), and extensive ruminants ( $\beta_{r,ext}$ ) in “kcal of feed”/“kcal of animal product”. Share of feed categories in animal rations ( $\phi$ , fc subscript: food crops, fodder: residues and fodder, grass: pasture grass, m: monogastrics, r,ext: extensive ruminants). Consumed grass per hectare of extensive pasture in  $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  ( $\rho_{past,ext}^{grass}$ ). Production of ruminant product per hectare of extensive pasture in  $\text{kcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  ( $\rho_{past}^{r,ext} = \frac{\rho_{past,ext}^{grass}}{\beta_{r,ext} \phi_{r,ext}^{grass}}$ ). 1 kcal = 4.1868 kJ.

		$\beta_m$	$\phi_m^{fc}$	$\phi_m^{fodder}$	$\beta_{r,ext}$	$\phi_{r,ext}^{grass}$	$\rho_{past,ext}^{grass}$	$\rho_{past}^{r,ext}$
USA	1970	11	0.90	0.10	38	1.00	1.8	0.05
	2000	8	0.84	0.16	24	1.00	1.5	0.06
	2030	8	0.83	0.17	26	1.00	1.6	0.06
Canada	1970	11	0.90	0.10	34	1.00	5.4	0.16
	2000	8	0.84	0.16	26	1.00	2.7	0.11
	2030	8	0.83	0.17	25	1.00	2.8	0.11
Europe	1970	11	0.71	0.28	124	0.95	-	-
	2000	9	0.71	0.28	73	0.95	16.5	0.24
	2030	9	0.70	0.29	55	0.95	16.7	0.32
OECD Pacific	1970	12	0.67	0.33	29	0.90	1.2	0.05
	2000	9	0.73	0.27	22	0.98	2.4	0.11
	2030	9	0.73	0.26	15	0.97	2.2	0.16
FSU	1970	13	0.66	0.33	29	0.95	-	-
	2000	11	0.67	0.32	23	0.95	0.3	0.01
	2030	9	0.66	0.33	20	0.95	-	-
China	1970	15	0.35	0.65	97	0.95	2.0	0.02
	2000	10	0.30	0.70	31	0.95	2.8	0.09
	2030	9	0.30	0.70	28	0.95	4.6	0.17
India	1970	13	0.68	0.32	292	0.50	1.9	0.01
	2000	11	0.59	0.41	164	0.50	3.1	0.04
	2030	10	0.57	0.43	102	0.50	3.7	0.07
Brazil	1970	12	0.95	0.05	107	0.95	13.6	0.13
	2000	10	0.70	0.30	89	0.95	9.9	0.12
	2030	9	0.68	0.32	93	0.95	10.5	0.12
Middle East	1970	14	0.74	0.25	100	0.95	0.4	0.00
	2000	11	0.73	0.26	51	0.95	0.7	0.01
	2030	10	0.72	0.28	45	0.95	1.0	0.02
Africa	1970	13	0.71	0.29	112	0.94	1.5	0.01
	2000	11	0.69	0.31	99	0.95	1.7	0.02
	2030	10	0.67	0.32	72	0.94	2.1	0.03
Rest of Asia	1970	12	0.30	0.70	307	0.56	6.8	0.04
	2000	10	0.30	0.70	146	0.58	8.1	0.10
	2030	9	0.31	0.69	98	0.60	10.8	0.18
Rest of LAM	1970	12	0.62	0.38	111	0.95	4.8	0.05
	2000	10	0.51	0.49	85	0.95	3.9	0.05
	2030	10	0.50	0.50	61	0.95	3.8	0.07

## 3.C Evaluation and calibration of specific model components

### 3.C.1 Crop yield function in each land class

$s_{\min}^{\text{ref}}$  is a world reference for the initial slope of the yield response to fertilisers. It could not be an average of regional  $s_{\min k}$  because  $\alpha_{\text{IC}k}$  value depends on  $R_{\max k}^{\min}$  (it is calibrated at the base year 2001, Sect. 2.5.2, p. 108). Thus we used a first estimation of regional  $R_{\max k}^{\min}$ , called  $R_{\max k}^{\min \text{ref}}$ , minimising the RMSE on the modelled *dynamic* cropland area over the 1961-2006 period.  $s_{\min}^{\text{ref}}$  is then defined as the average of resulting  $s_{\min k}^{\text{ref}} = \frac{P_k^{\text{NPK}}}{\alpha_{\text{IC}k}(R_{\max k}^{\min \text{ref}})}$  values weighted by the observed areas of *dynamic* crops in each region:

$$R_{\max k}^{\min \text{ref}} = \operatorname{argmin} \sqrt{\frac{1}{T} \sum_t (S \text{dyn}_{k,t}^{\text{model}}(R_{\max k}^{\min \text{ref}}) - S \text{dyn}_{k,t}^{\text{obs}})^2} \quad (3.5)$$

$$s_{\min}^{\text{ref}} = \sum_k \frac{\sum_t S \text{dyn}_{k,t}^{\text{obs}}}{\sum_{l,t} S \text{dyn}_{l,t}^{\text{obs}}} s_{\min k}^{\text{ref}}(R_{\max k}^{\min \text{ref}}) = \sum_k \frac{\sum_t S \text{dyn}_{k,t}^{\text{obs}}}{\sum_{l,t} S \text{dyn}_{l,t}^{\text{obs}}} \frac{P_k^{\text{NPK}}}{\alpha_{\text{IC}k}(R_{\max k}^{\min \text{ref}})} \quad (3.6)$$

Table 3.9: Calibrated  $\rho_j^{\min}/\rho_j^{\max}$  ratios using LPJmL or Licker et al. (2010) potential yield datasets and land-use datasets of Ramankutty et al. (2008) (for croplands and pastures) and Poulter et al. (2011) (for forests) or Erb et al. (2007).

Regions	LPJmL		Licker	
	Ramankutty/Poulter	Erb	Ramankutty/Poulter	Erb
USA	35	35	40	40
Canada	30	35	30	30
Europe	25	25	20	20
OECD Pacific	10	10	10	10
FSU	30	30	20	20
China	20	20	15	15
India	15	15	15	15
Brazil	25	25	35	30
Middle-East	10	10	10	10
Africa	15	20	25	25
Rest of Asia	25	30	20	20
Rest of LAM	25	25	30	30

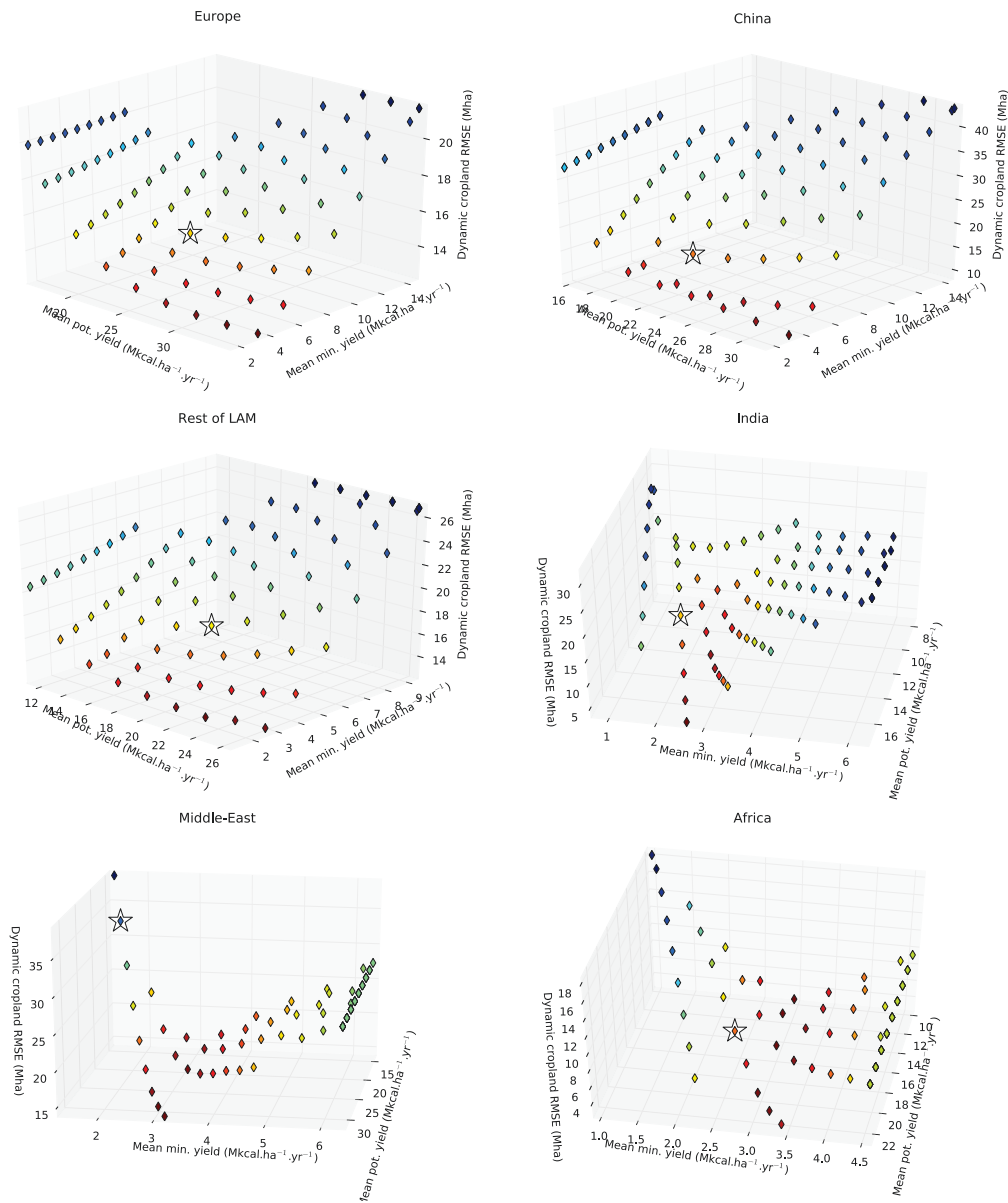


Figure 3.19: Results of the sensitivity analysis using 7 values of maximum yield: -40, -30, ..., 40% of the original value calculated from LPJmL potential yields and 9 values of the minimum to potential yield ratio: 10, ..., 50%. These values were modified so that potential yields be no less than 105% of actual yields and minimum yields no more than 95% of actual yields (this is why some of the  $7 \times 9 = 63$  points are coincident). Error is calculated by comparing in each region, the simulated dynamic cropland area to what it should be so that, each year from 1961 to 2006, the sum of dynamic and other cropland area reach the Ramankutty and Foley (1999) estimation. *Dynamic* cropland root-mean-square error (RMSE) is  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_t (Sdyn_{k,t}^{\text{model}} - Sdyn_{k,t}^{\text{obs}})^2}$ , where  $Sdyn_{k,t}^{\text{model}}$  and  $Sdyn_{k,t}^{\text{obs}}$  are respectively the modelled and observed *dynamic* cropland area of the region  $k$  in the year  $t$  and  $T$  is the length of the period (46 years). The white stars point out calibrated values (calibration methodology is detailed in section 3.3.1).

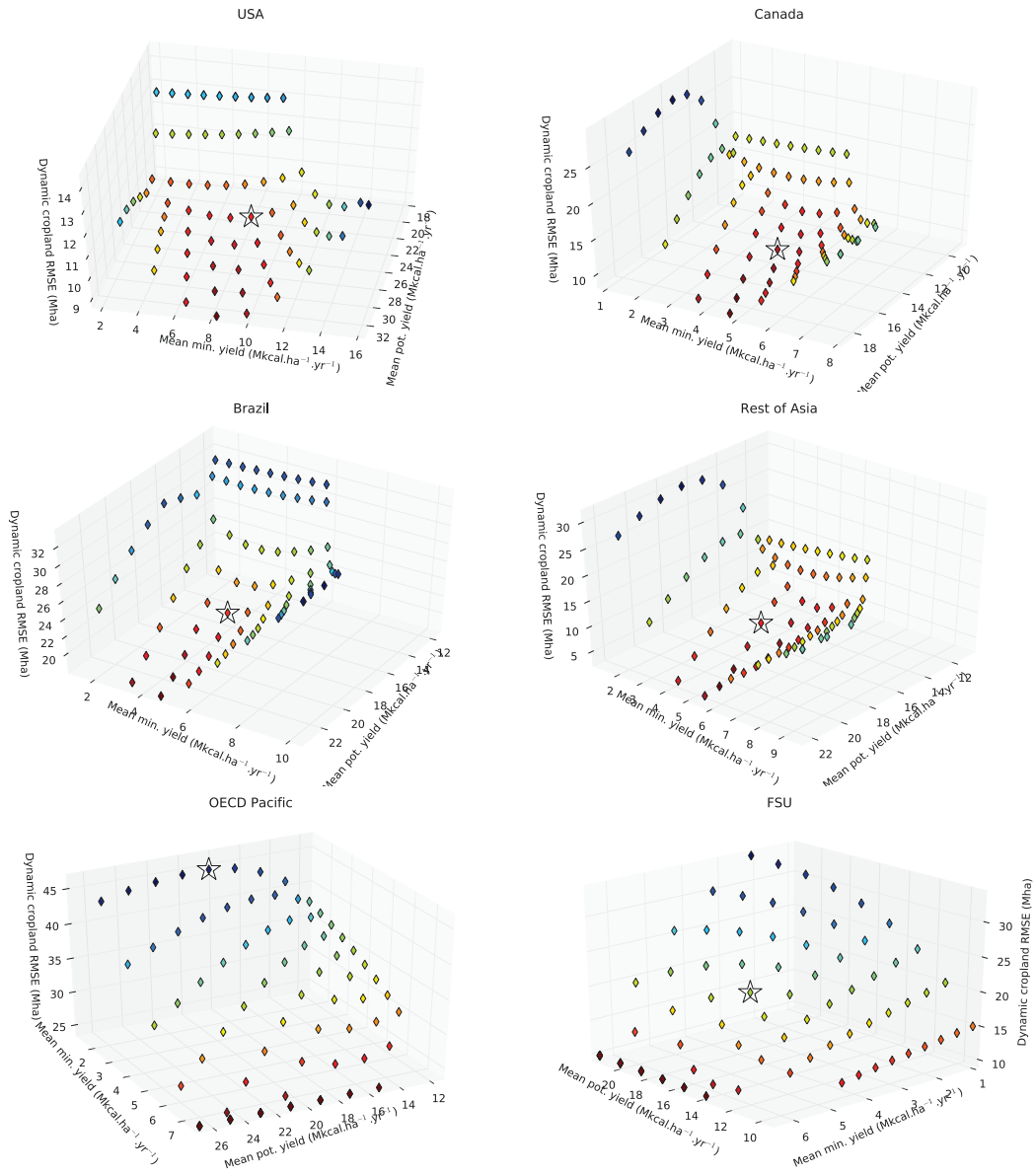


Figure 3.19: Continued.

### 3.C.2 International trade module

Root-mean-square errors on trade are calculated over the period 1980-2006 considering that international trade was too limited before 1980. The sensitivity analysis is done with 4 values for  $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  and  $\alpha_k^{\text{r,imp}}$  evolution rates from 1 to 4% per year, 8 values for  $\gamma_{\text{fc}}$  from 0.5 to 4 and 4 values for  $\gamma_{\text{r}}$  from 0.5 to 2. Results showed on figures concerning trade of food crops come from simulations using calibrated values for ruminant trade parameters ( $\alpha_k^{\text{r,imp}}$  evolution rate = 2% yr<sup>-1</sup> and  $\gamma_{\text{r}} = 0.5$ ) and conversely for figures concerning trade of ruminant products ( $\alpha_k^{\text{fc,imp}}$  evolution rate = 3% yr<sup>-1</sup> and  $\gamma_{\text{fc}} = 1$ ). The reciprocal impact between food crop and ruminant product trade parameters is negligible.

Fig. 3.20 shows RMSE on total trade defined as  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_t (\sum_k \text{Imp}_{k,t}^{\text{model}} - \sum_k \text{Imp}_{k,t}^{\text{obs}})^2}$  where Imp is imports of food crops or ruminant products,  $k$  stand for the region,  $t$  the year, and  $T$  is the length of the period (27 years). Fig. 3.21 shows global errors on imports, exports and net imports which are defined as  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_{k,t} (X_{k,t}^{\text{model}} - X_{k,t}^{\text{obs}})^2}$  where  $X$  is imports, exports or net imports of food crops or ruminant products. Fig. 3.22 shows error on net imports per region which is  $\sqrt{\frac{1}{T} \sum_t ((\text{Imp}_{k,t}^{\text{model}} - \text{Exp}_{k,t}^{\text{model}}) - (\text{Imp}_{k,t}^{\text{obs}} - \text{Exp}_{k,t}^{\text{obs}}))^2}$ . Fig. 3.23 and 3.24 show net imports of ruminant and monogastric products as simulated by the Nexus Land-Use compared with Agribiom data.

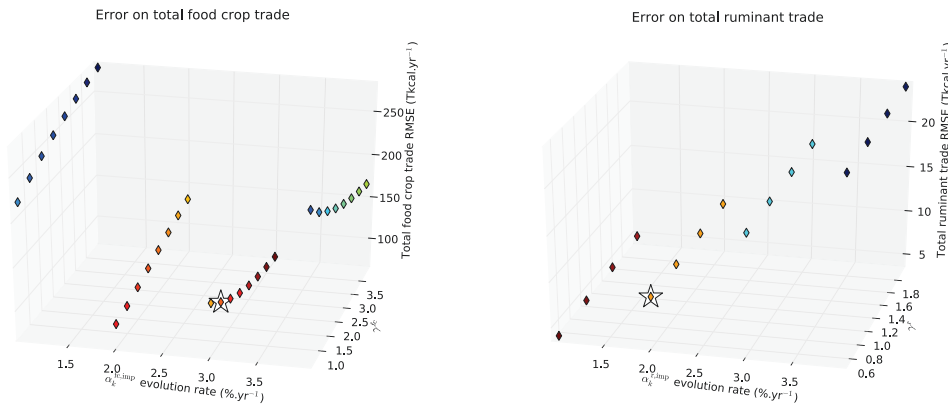


Figure 3.20: Root-mean-square error on total food crop and ruminant trade. The white stars point out calibrated values.

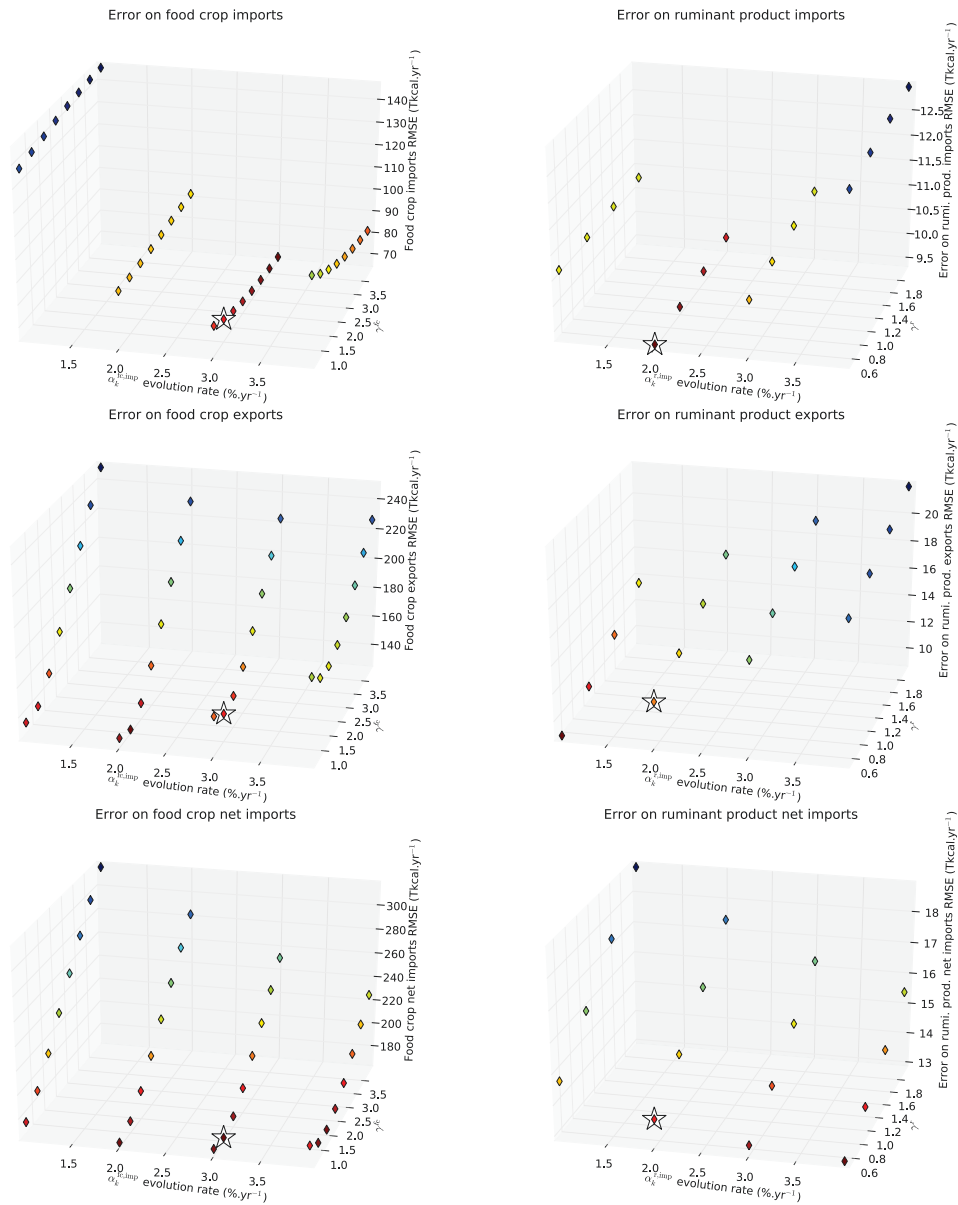


Figure 3.21: Global root-mean-square error on imports, exports and net imports of food crops and ruminant products.

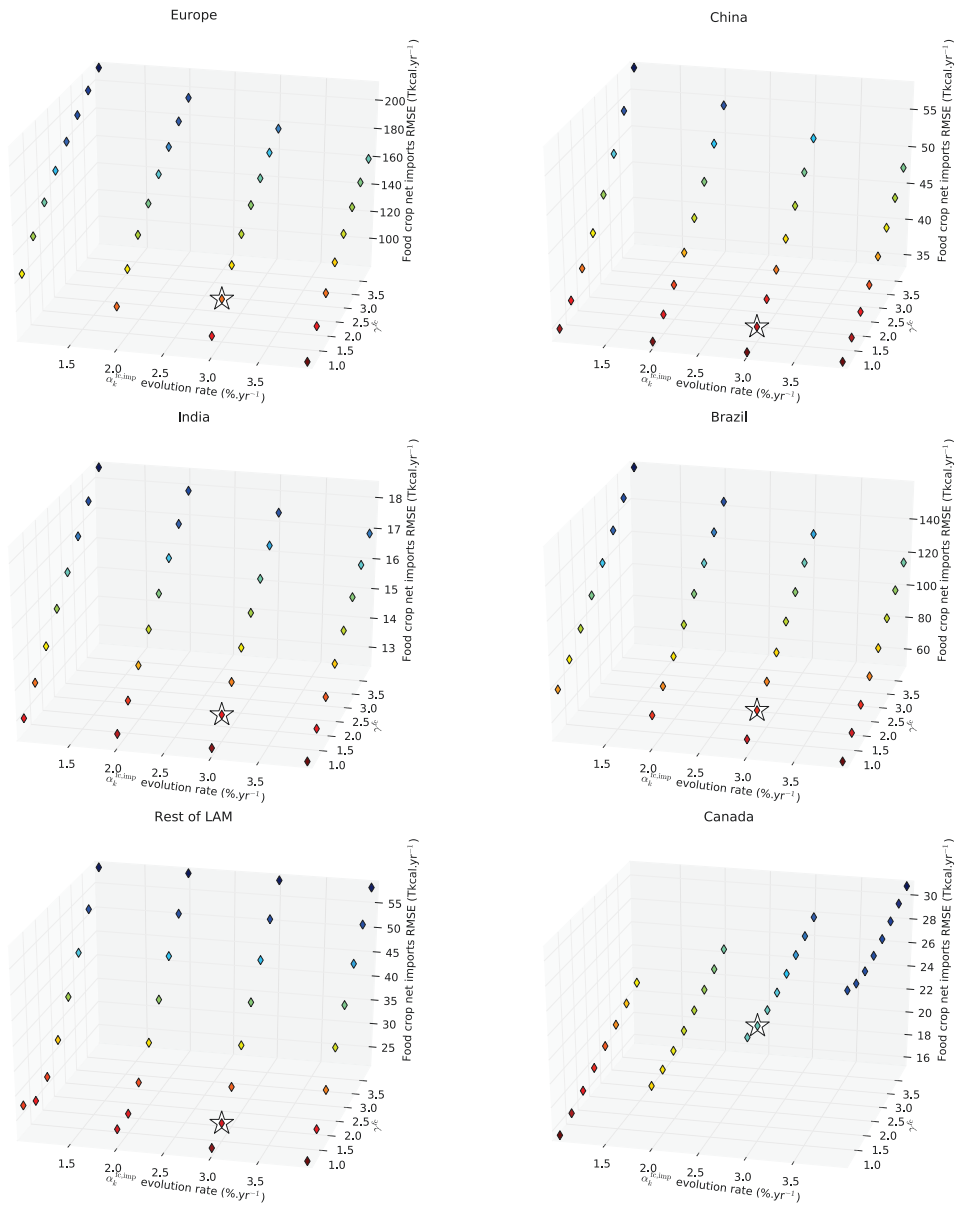


Figure 3.22: Root-mean-square error on net imports of food crops by region.

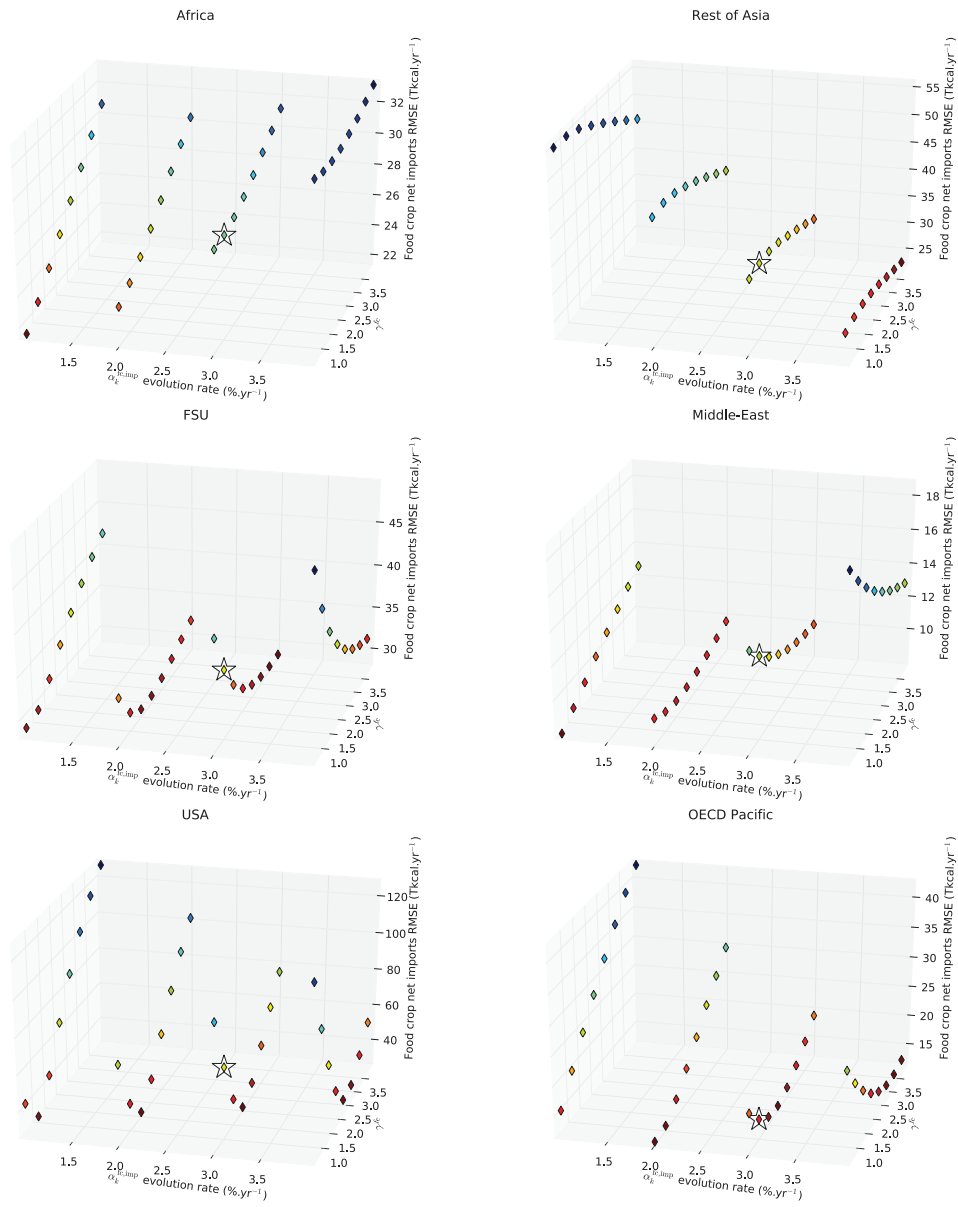


Figure 3.22: Continued.



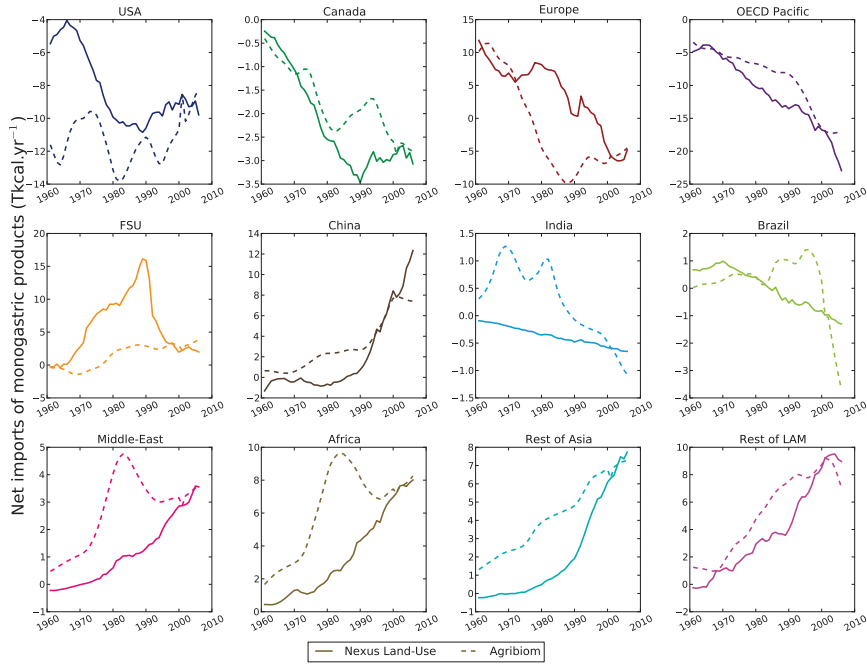


Figure 3.23: Net imports of ruminant products compared to Agribiom data.

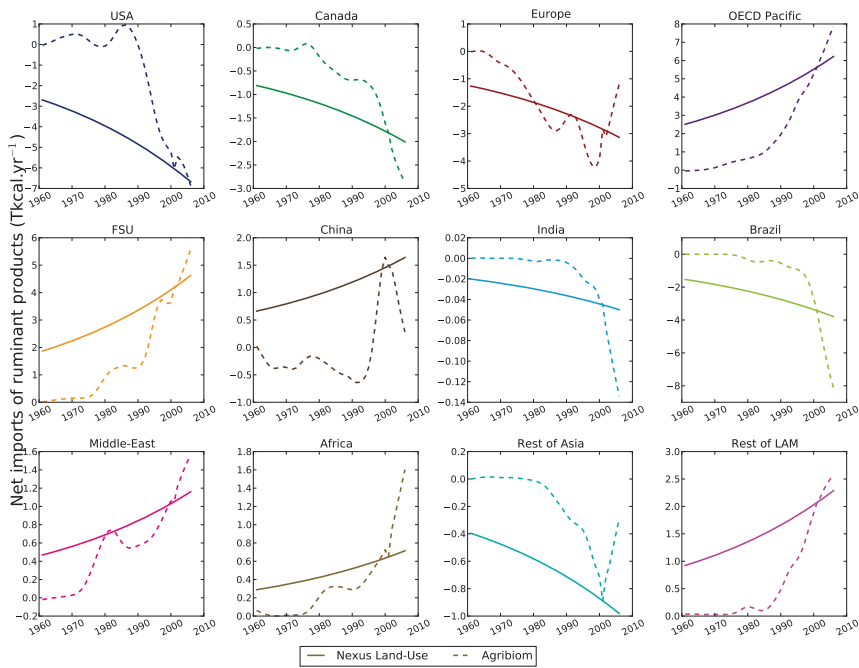


Figure 3.24: Net imports of monogastric products compared to Agribiom data.

### 3.C.3 Grassland yield

In the Nexus Land-Use model, areas of pastures of the intensive and the extensive system (the latter including extensive and residual pastures) are calculated using a “consumed grass yield” for each system in each region ( $\rho_{\text{past,int}}^{\text{grass}}$  and  $\rho_{\text{past,ext}}^{\text{grass}}$  in  $\text{Mkcal ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ , p. 109). These parameters, which correspond to the quantity of grass harvested or grazed (as opposed to total grass grown) on a unit of land, are calibrated at the base year using Bouwman et al. (2005) and Ramankutty et al. (2008) datasets. In this section, we evaluate these top-down estimations of consumed grass yields against the independent grassland yield estimation from the process based ecosystem model ORCHIDEE (Krinner et al., 2005).

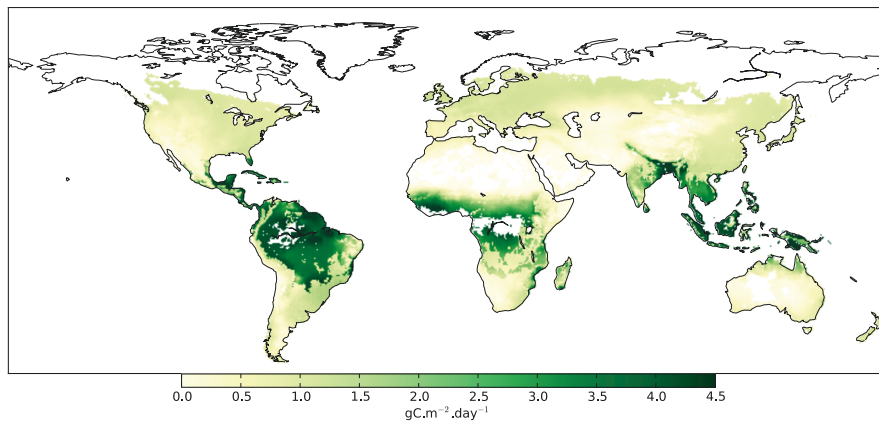


Figure 3.25: Net primary productivity (NPP, above+below) from the vegetation model ORCHIDEE, average over the 1995-2004 period.

The ORCHIDEE model was run on a  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  grid without nitrogen limitation using a C3/C4 map based on Collatz et al. (1998), see Fig. 3.25. In each region, average above and below Net Primary Productivity (NPP in  $\text{gC day}^{-1} \text{m}^{-2}$ ) over the 1995-2004 period were calculated by distinguishing extensive pastures from intensive and residual ones (the latter cannot be separated because they belong to the same land classes). Figure 3.26 shows that in most regions, the consumed grass per hectare used in the Nexus Land-Use is lower than the above ground NPP calculated by ORCHIDEE. Except in the intensive system of India and Middle-East where pastures areas are relatively small (4 and 7 Mha) and in the rest of Asia (12 Mha), the Nexus Land-Use grass yields respect this biophysical constraint.

This comparison also gives an idea of the potential to increase grass yield in each region for simulations in the future, but the total above ground NPP calculated by ORCHIDEE cannot be considered as maximum attainable grass yields. Indeed, there is a need to keep a certain amount of grass to avoid over grazing, and secondly an increase of grazing will increase livestock trampling and reduce leaf area and thus reduce the NPP. Anyway it seems that estimated increase in consumed grass yield of intensive pastures in 2030 by Bouwman et al. (2005) in China, Brazil, Africa and the rest of Latin America are still below ORCHIDEE estimation of above NPP.

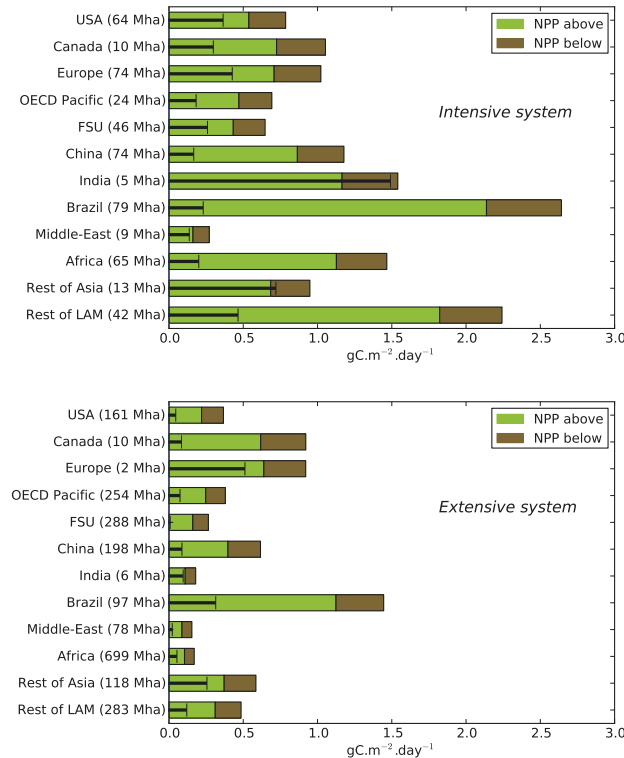


Figure 3.26: Mean above and below net primary productivity of grassland from the ORCHIDEE model by region. The upper figure show mean NPP of intensive and residual pastures, the lower for extensive pastures. Black whiskers show the NPP consumed by livestock, on the intensive system and the extensive one. Consumed grass yields were converted by assuming that a dry ton of biomass correspond to 4.4 Mkal and contain 0.5 ton of carbon, then  $1 \text{ gC m}^{-2} \text{ day}^{-1} = 32.2 \text{ Mkal ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$

### 3.D Robustness of the evaluation

#### 3.D.1 Land-use dataset from Erb et al. (2007)

In this section, the land-use dataset of Nexus Land-Use version 1.0 – comprising cropland and pasture maps from Ramankutty et al. (2008) and forest map from Poulter et al. (2011) – is compared to the Erb et al. (2007) land-use dataset. Erb et al. cropland map is based on the 1992 cropland map of Ramankutty and Foley (1999). It was adjusted to match the 3-year mean 1999-2001 of FAO cropland statistics. Total cropland area according to Erb et al. is 1522 Mha which is roughly equal to Ramankutty et al. estimation (1495 Mha), but surprisingly they are quite different. When subtracting Ramankutty et al.'s map to Erb et al.'s one in a  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  resolution, only 1103 Mha are common to the two maps (392 Mha are in Ramankutty et al. and not in Erb et al. and 419 Mha are in Erb et al. and not in Ramankutty et al. (Fig. 3.28).

Concerning pastures, Erb et al. reports 4685 Mha while Ramankutty et al. reports

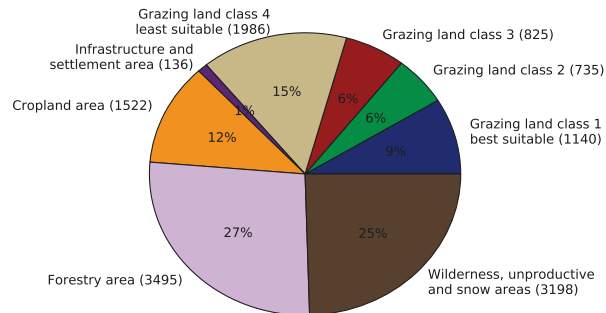


Figure 3.27: Distribution of world land-use in 2000 in the Erb et al. (2007) dataset.

2711 Mha. Total pasture areas are quite different because Ramankutty et al. dataset was built by combining agricultural inventory data with two satellite-derived products while in the Erb et al. dataset, pasture is defined as remainder area. Indeed, the author's considered that intricacies related to grazing land justified the subtractive approach (heterogeneous definitions in census statistics, difficulties to catch pastures by remote sensing because livestock grazing may occur in a wide range of ecosystems). Another difference is that in the Erb et al. dataset, pastures are divided into four classes of grazing suitability (Fig. 3.27). The Ramankutty et al. pasture map is almost entirely included in the Erb et al. one, since 2330 Mha are common to the two maps.

Forest from Poulter et al. cover 5064 Mha while in Erb et al. it's 3495 Mha. 91% of forest from Erb et al. are common to the 2 maps (3173 Mha or 69% of Poulter et al. one), thus 9% of Erb et al. map (322 Mha) is not in Poulter et al. one. When we add wilderness and unproductive area (3198 Mha) to Erb et al. forest, 4078 Mha are common (81% of the Poulter et al. map) but there is still 986 Mha of forest in the Poulter et al. map (19%) that is not in Erb et al.'s one. Note that from the 5064 Mha of Poulter et al. forest area only 4721 is in the Nexus Land-Use (325 Mha where removed because they were declared as pasture or cropland by Ramankutty et al.). From the remaining 4739 Mha, 10.7 Mha are not land according to the LPJmL model and 7.6 Mha have a zero potential yield.

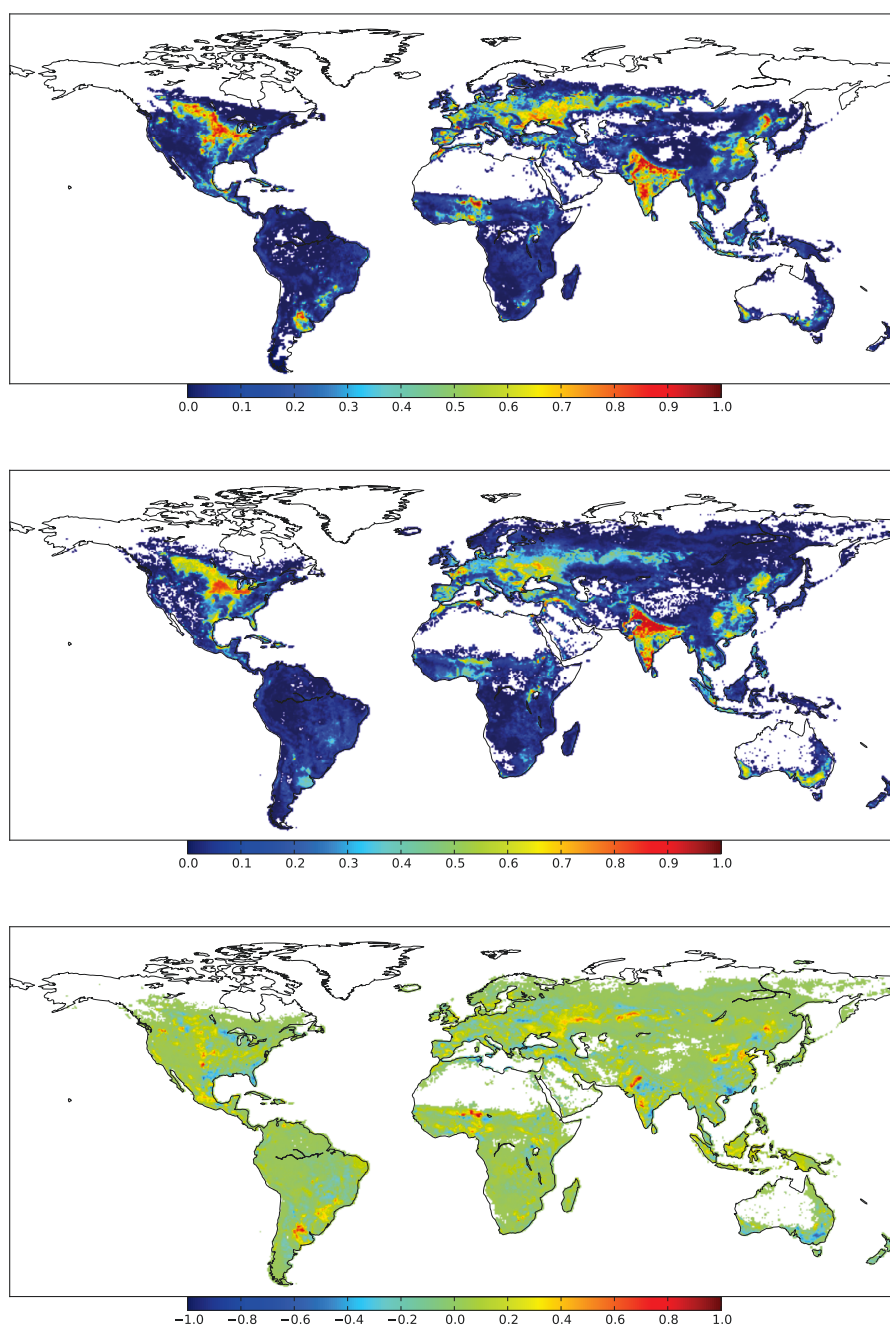


Figure 3.28: Erb et al. (2007)'s cropland map (top), Ramankutty et al. (2008)'s cropland map (middle) and Ramankutty et al. (2008)'s cropland map minus Erb et al. (2007)'s one (bottom). Maps were regridded from the original  $0.5 \text{ min} \times 0.5 \text{ min}$  grid to a  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  grid.

## 3.D.2 Yield datasets

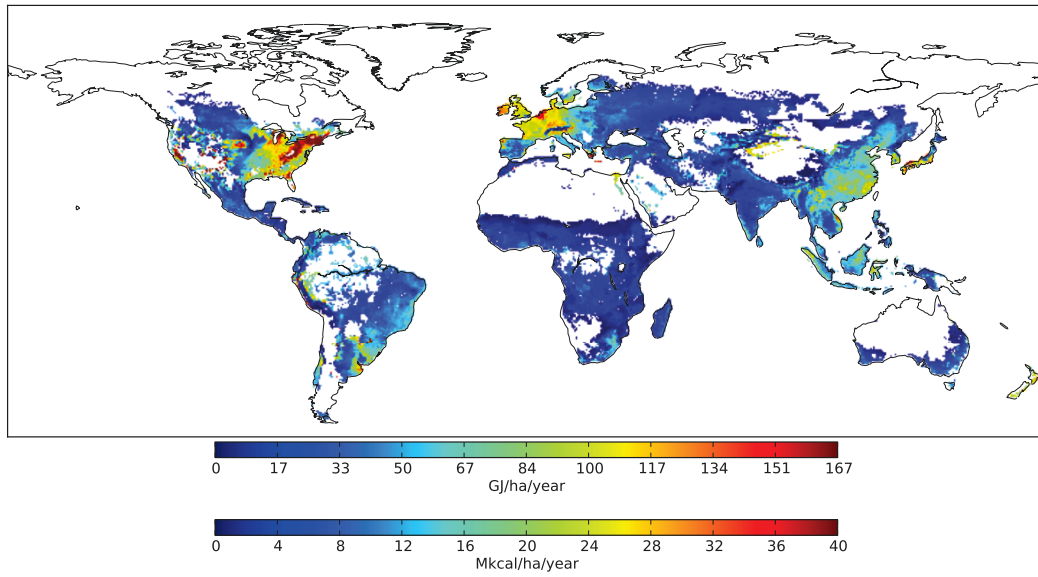


Figure 3.29: Representative actual yield using LPJmL dataset.

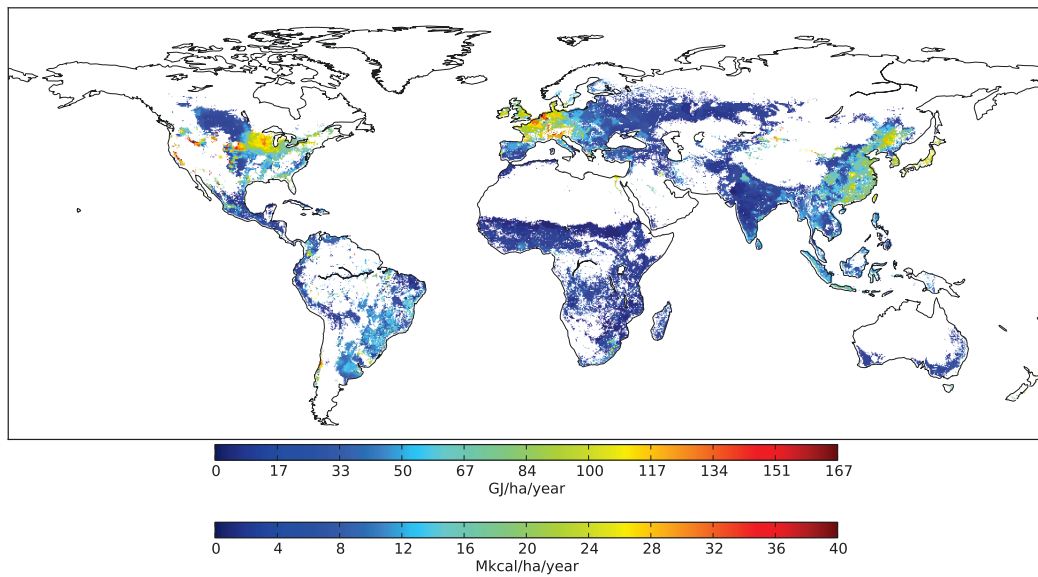


Figure 3.30: Representative actual yield using Licker et al. (2010) dataset.

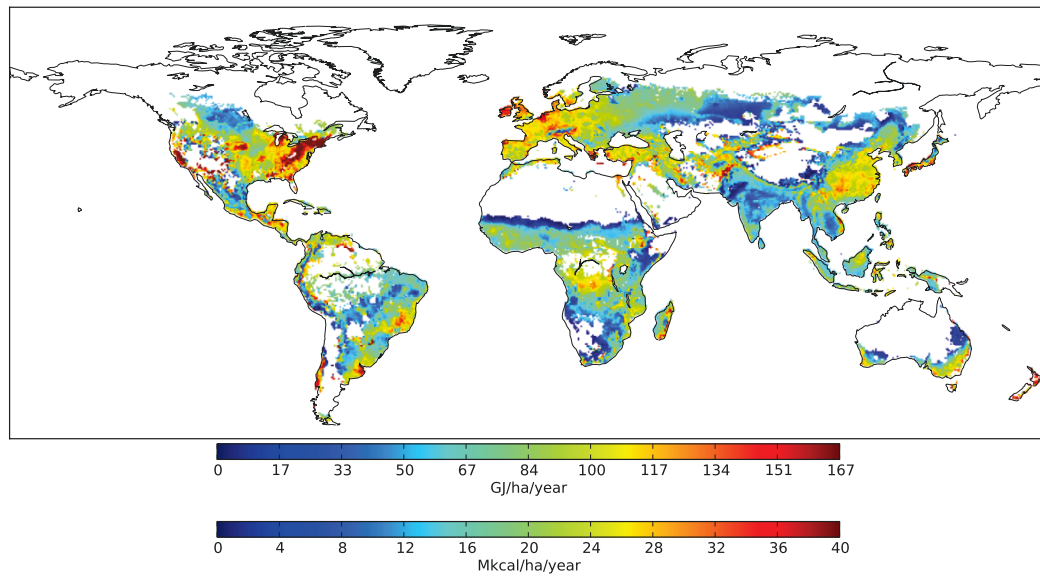


Figure 3.31: Representative potential yield using LPJmL dataset.

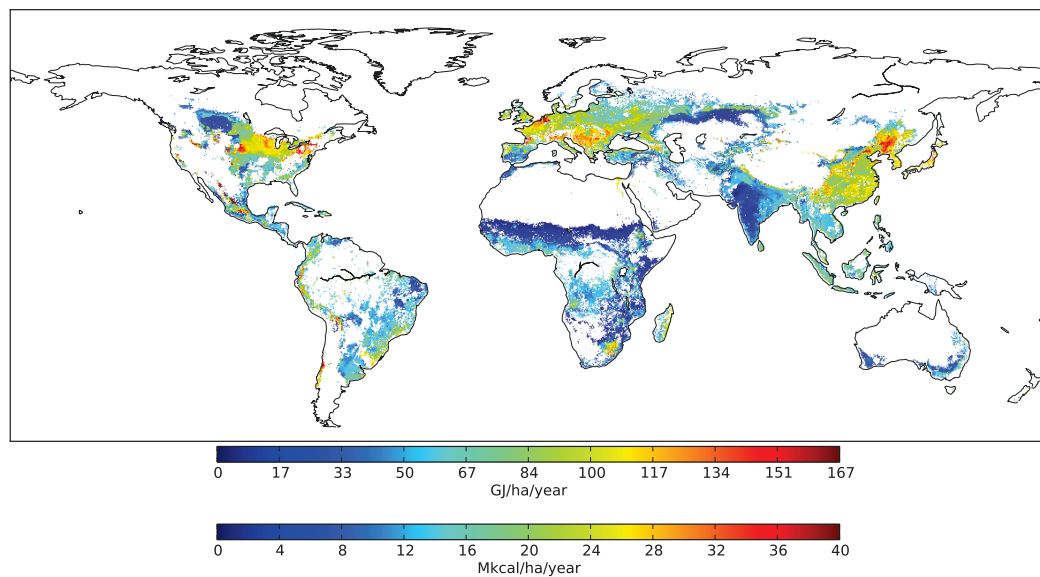


Figure 3.32: Representative potential yield using Licker et al. (2010) dataset.

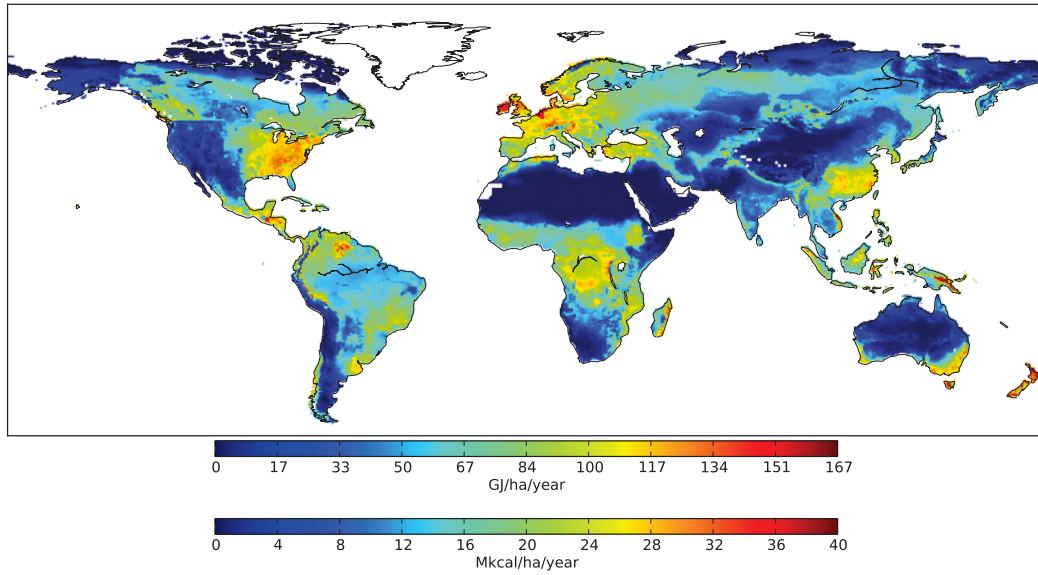


Figure 3.33: Representative potential yield computed with national crop repartitions in rainfed conditions using LPJmL dataset.

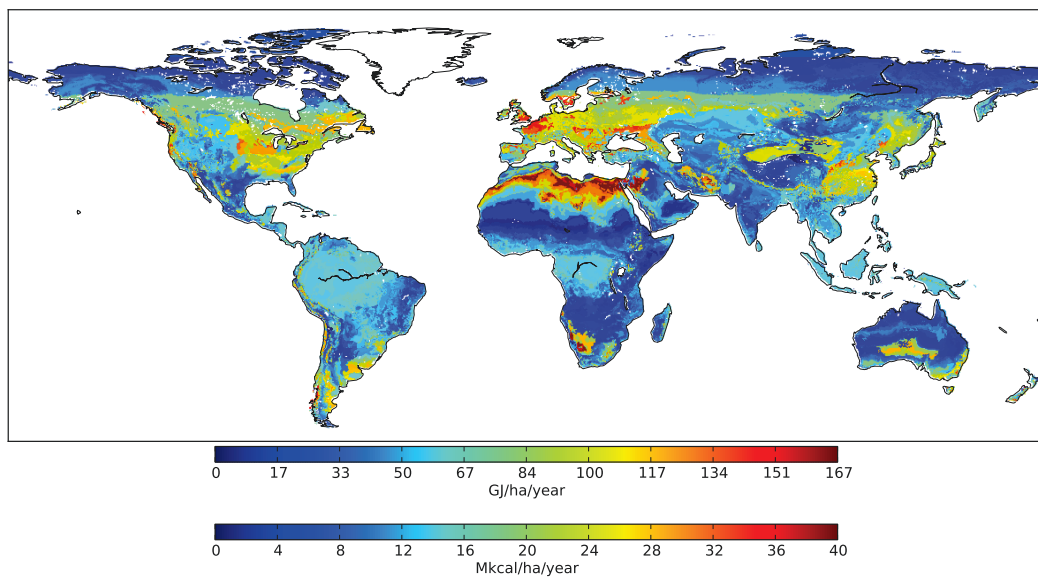


Figure 3.34: Representative potential yield computed with national crop repartitions using Licker et al. (2010) dataset.



### 3.D.3 Histograms of the land area classes of potential yield

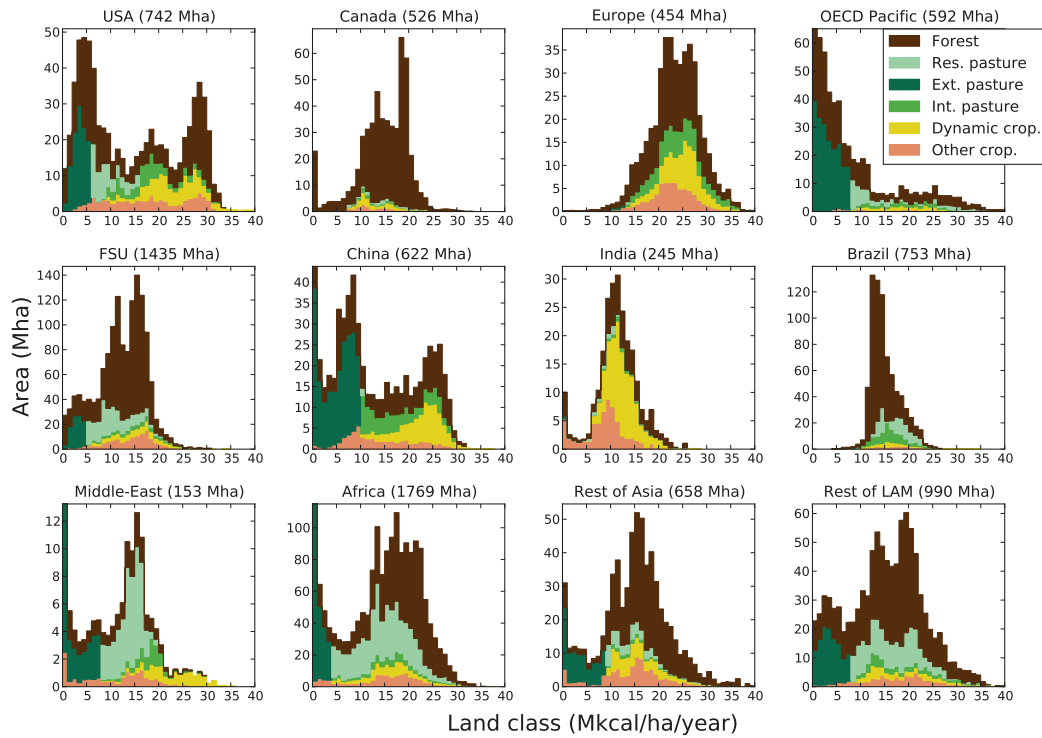


Figure 3.35: Histogram of the land area classes of potential yield in the 12 Nexus Land-Use regions at the base year 2001 using LPJmL yield dataset, land-use maps of cropland and pasture from Ramankutty et al. (2008) and map of forest from Poulter et al. (2011). X-axis in GJ/ha/year ranges from 0 to 167.

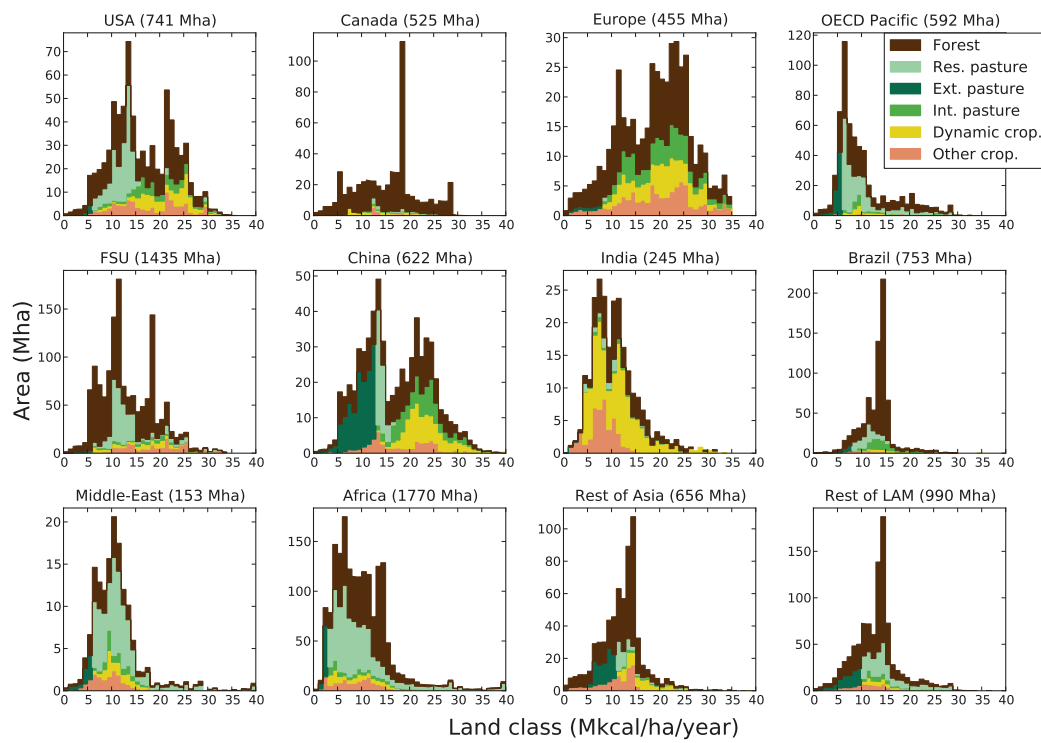


Figure 3.36: Histogram of the land area classes of potential yield in the 12 Nexus Land-Use regions at the base year 2001 using Licker et al. (2010) yield dataset, land-use maps of cropland and pasture from Ramankutty et al. (2008) and map of forest from Poulter et al. (2011). X-axis in GJ/ha/year ranges from 0 to 167.

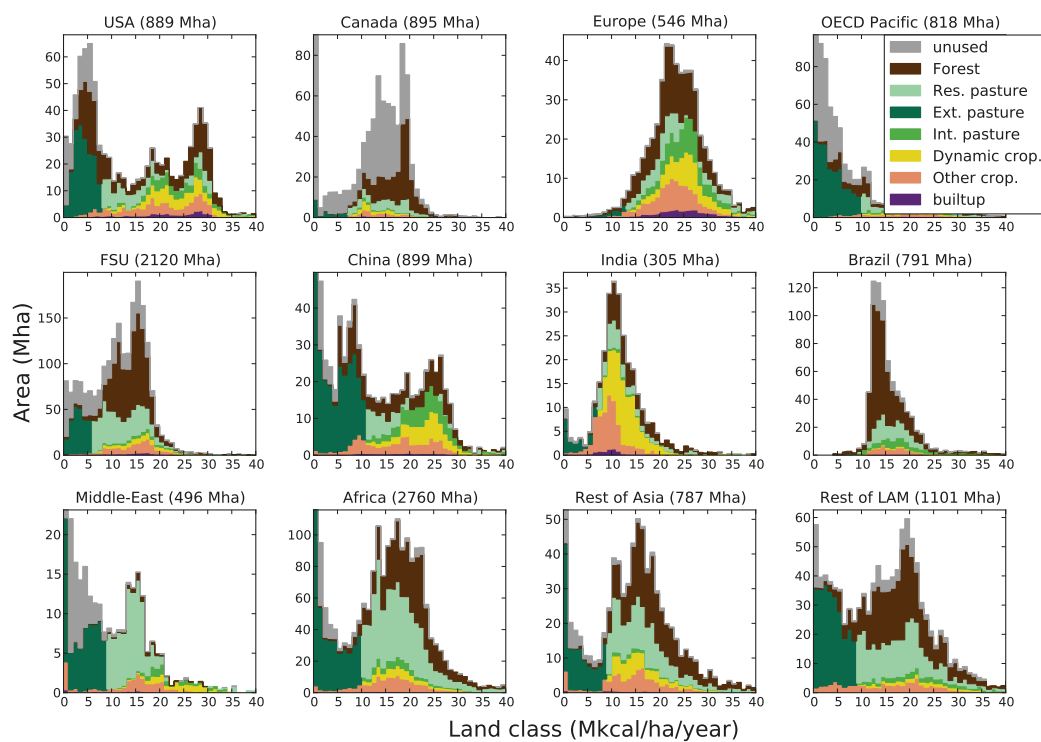


Figure 3.37: Histogram of the land area classes of potential yield in the 12 Nexus Land-Use regions at the base year 2001 using LPJmL yield dataset and Erb et al. (2007) land-use dataset. X-axis in GJ/ha/year ranges from 0 to 167.

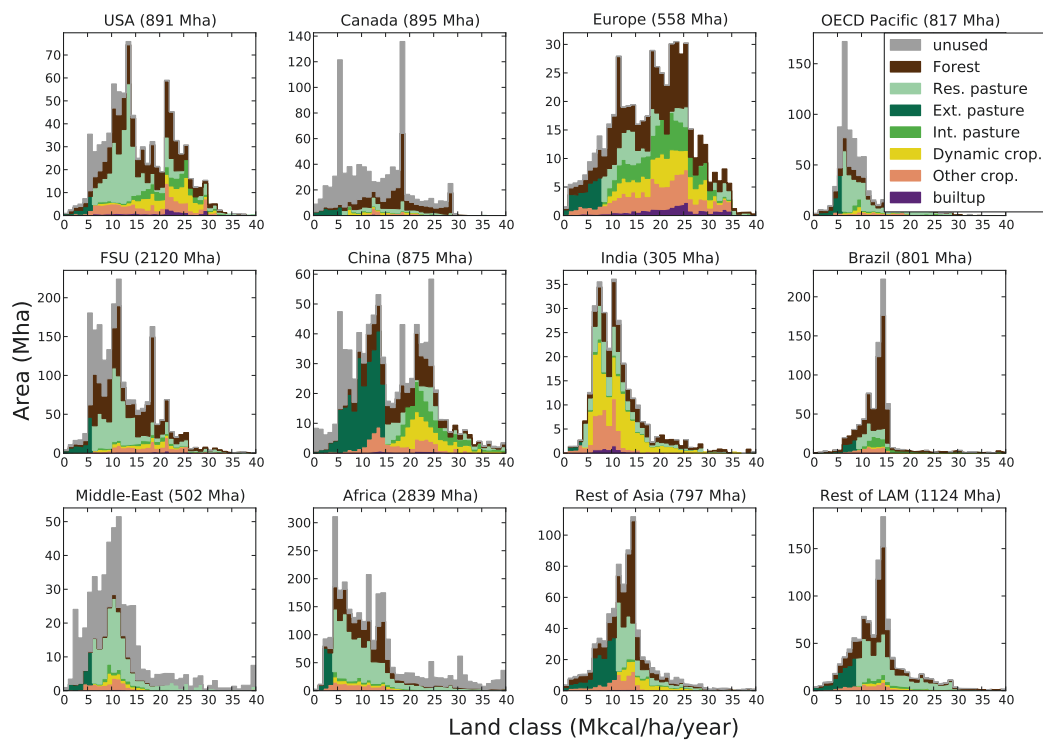


Figure 3.38: Histogram of the land area classes of potential yield in the 12 Nexus Land-Use regions at the base year 2001 using Licker et al. (2010) yield dataset and Erb et al. (2007) land-use dataset. X-axis in GJ/ha/year ranges from 0 to 167.



# Bibliography

- Acharya, S., 2004. Fertilizer Subsidy in Indian Agriculture: Some Issues. French Research Institutes in India, Ch. 3, p. 334.  
URL [http://www.centre-cired.fr/IMG/pdf/DORIN\\_JULLIEN\\_2004\\_-\\_Agricultural\\_incentives\\_in\\_India\\_presentation\\_.pdf](http://www.centre-cired.fr/IMG/pdf/DORIN_JULLIEN_2004_-_Agricultural_incentives_in_India_presentation_.pdf)
- Alston, J. M., Beddow, J. M., Pardey, P. G., 2009. Agricultural research, productivity, and food prices in the long run. *Science* 325 (5945), 1209–1210.  
URL [http://www.bae.uky.edu/ncera180/Ag%20research\\_prices\\_science.pdf](http://www.bae.uky.edu/ncera180/Ag%20research_prices_science.pdf)
- Barlas, Y., Carpenter, S., 1990. Philosophical roots of model validation: Two paradigms. *System Dynamics Review* 6 (2), 148–166.  
URL <http://dx.doi.org/10.1002/sdr.4260060203>
- Beckman, J., Hertel, T. W., Tyner, W., 2011. Validating energy-oriented CGE models. *Energy Economics* 33 (5), 799–806.  
URL <http://EconPapers.repec.org/RePEc:eee:eneeco:v:33:y:2011:i:5:p:799-806>
- Bondeau, A., Smith, P. C., Saehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Müller, C., Reichstein, M., Smith, B., 2007. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology* 13 (3), 679–706.  
URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2006.01305.x>
- Bouwman, A., der Hoek, K. V., Eickhout, B., Soenario, I., 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. *Agricultural Systems* 84 (2), 121–153.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T3W-4D1R2W8-1/2/03e2156d5e708f1dd8a94eded7badddc>
- BP, 2012. British petroleum: Statistical review of world energy. Accessed online 2012-10-03.  
URL [www.bp.com/statisticalreview](http://www.bp.com/statisticalreview)
- Collatz, G. J., Berry, J. A., Clark, J. S., 1998. Effects of climate and atmospheric CO<sub>2</sub> partial pressure on the global distribution of C4 grasses: present, past, and future. *Oecologia* 114 (4), 441–454.  
URL <http://dx.doi.org/10.1007/s004420050468>
- Dorin, B., Jun. 2011. Agribiom caloric balance sheets. Updated estimates from Paillard et al 2011, pp. 25-65.
- Erb, K.-H., Gaube, V., Krausmann, F., Plutzer, C., Bondeau, A., Haberl, H., 2007. A comprehensive global 5 min resolution land-use data set for the year 2000 consistent with

- national census data. *Journal of Land Use Science* 2 (3), 191–224.  
URL <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/17474230701622981>
- Erb, K.-H., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C., Steinberger, J. K., Müller, C., Bondeau, A., Waha, K., Pollack, G., 2009. Eating the planet: Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely, a scoping study. Tech. rep., Institute of Social Ecology, IFF - Faculty for Interdisciplinary Studies (Klagenfurt, Graz, Vienna) Klagenfurt University, Vienna.  
URL [http://www.uni-klu.ac.at/socec/downloads/WP116\\_WEB.pdf](http://www.uni-klu.ac.at/socec/downloads/WP116_WEB.pdf)
- Evenson, R. E., Gollin, D., 2003. Assessing the impact of the green revolution, 1960 to 2000. *Science* 300 (5620), 758–762.  
URL <http://www.sciencemag.org/content/300/5620/758.abstract>
- FAO, 2012. Food and agriculture organisation of the united nations: Statistical database. (last access: 15 October 2012).  
URL <http://faostat.fao.org/>
- Giampietro, M., Mayumi, K., 2009. The Biofuel Delusion: The Fallacy of Large-Scale Agro-Biofuel Production. Earthscan, London.
- GTAP, 2006. Global trade, assistance, and production: The GTAP 6 data base. Tech. rep., Center for Global Trade Analysis, Purdue University.
- Hall, C. A., Powers, R., Schoenberg, W., 2008. Peak oil, eroi, investments and the economy in an uncertain future. In: Pimentel, D. (Ed.), *Biofuels, solar and wind as renewable energy systems: benefits and risks*. Springer Netherlands, pp. 109–132.  
URL [kwmm2.org/wp-content/uploads/2011/09/ch5-Peak-Oil-EROI-Investments-and-the-Economy-in-an-Uncertain-Future.pdf](http://kwmm2.org/wp-content/uploads/2011/09/ch5-Peak-Oil-EROI-Investments-and-the-Economy-in-an-Uncertain-Future.pdf)
- Havlík, P., Schneider, U. A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., Aoki, K., Cara, S. D., Kindermann, G., Kraxner, F., Leduc, S., McCallum, I., Mosnier, A., Sauer, T., Obersteiner, M., Oct. 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy* 39 (10), 5690–5702.
- Hay, R. K. M., 1995. Harvest index: a review of its use in plant breeding and crop physiology. *Annals of Applied Biology* 126 (1), 197–216.  
URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.1995.tb05015.x>
- Hodges, J. S., Dewar, J. A., 1992. Is It You Or Your Model Talking? A Framework For Model Validation. RAND Corporation, Santa Monica, USA.  
URL <http://www.rand.org/content/dam/rand/pubs/reports/2006/R4114.pdf>
- Krinner, G., Viovy, N., de Noblet-Ducoudré, N., Ogée, J., Polcher, J., Friedlingstein, P., Ciais, P., Sitch, S., Prentice, I. C., 2005. A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles* 19 (GB1015).  
URL [ftp://nacp.ornl.gov/synthesis/2008/firenze/continental/model\\_output/ORCHIDEE/references/krinner\\_etal\\_2005GBC.pdf](ftp://nacp.ornl.gov/synthesis/2008/firenze/continental/model_output/ORCHIDEE/references/krinner_etal_2005GBC.pdf)
- Ladha, J. K., Pathak, H., Krupnik, T. J., Six, J., van Kessel, C., 2005. Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: Retrospects and prospects. *Advances in Agronomy* 87, 85–156.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065211305870038>

- Licker, R., Johnston, M., Foley, J. A., Barford, C., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Ramankutty, N., 2010. Mind the gap: how do climate and agricultural management explain the "yield gap" of croplands around the world? *Global Ecology and Biogeography* 19 (6), 769–782.  
URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00563.x>
- Lotze-Campen, H., Müller, C., Bondeau, A., Rost, S., Popp, A., Lucht, W., 2008. Global food demand, productivity growth, and the scarcity of land and water resources: a spatially explicit mathematical programming approach. *Agricultural Economics* 39 (3), 325–338.  
URL <http://econpapers.repec.org/RePEc:bla:agecon:v:39:y:2008:i:3:p:325-338>
- Lubowski, R. N., Vesterby, M., Bucholtz, S., Baez, A., Roberts, M. J., 2006. Major land uses in the united states, 2002. Tech. rep., United States Department of Agriculture.  
URL <http://www.ers.usda.gov/publications/eib-economic-information-bulletin/eib14.aspx>
- Monfreda, C., Ramankutty, N., Foley, J. A., 2008. Farming the planet: 2. geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22, GB1003.
- Nicolella, A. C., Dragone, D. S., Bacha, C. J. C., 03 2005. Determinantes da demanda de fertilizantes no brasil no período de 1970 a 2002. *Revista de Economia e Sociologia Rural* 43, 81–100.  
URL [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-20032005000100005&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-20032005000100005&nrm=iso)
- Oreskes, N., 1998. Evaluation (not validation) of quantitative models. *Environmental Health Perspectives* 106, 1453–1460.  
URL <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1533451/pdf/envhper00541-0192.pdf>
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K., 1994. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science* 263 (5147), 641–646.  
URL <http://www.sciencemag.org/content/263/5147/641.abstract>
- Poulter, B., Ciais, P., Hodson, E., Lischke, H., Maignan, F., Plummer, S., Zimmermann, N. E., 2011. Plant functional type mapping for earth system models. *Geoscientific Model Development* 4 (4), 993–1010.  
URL <http://www.geosci-model-dev.net/4/993/2011/>
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., Foley, J. A., 2008. Farming the planet: 1. geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22.  
URL <http://dx.doi.org/10.1029/2007GB002952>
- Ramankutty, N., Foley, J. A., 1999. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13 (4), 997–1027.  
URL [www.sage.wisc.edu/pubs/articles/M-Z/Ramankutty/Raman1999GBC.pdf](http://www.sage.wisc.edu/pubs/articles/M-Z/Ramankutty/Raman1999GBC.pdf)
- Ravn, M. O., Uhlig, H., 2002. On adjusting the hodrick-prescott filter for the frequency of observations. *Review of Economics and Statistics* 84 (2), 371–376.



URL <http://www.mitpressjournals.org/doi/abs/10.1162/003465302317411604?journalCode=rest>

Ricardo, D., 1817. On the principles of political economy and taxation.

Ronneberger, K., Berrittella, M., Boselle, F., Tol, R. S., 2008. Klum@gtap: Spatially-explicit, biophysical land use in a computable general equilibrium model. Gtap working papers, Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

URL <http://econpapers.repec.org/RePEc:gta:workpp:2611>

Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J. A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485 (7397), 229–232.

URL <http://dx.doi.org/10.1038/nature11069>

Souty, F., Brunelle, T., Dumas, P., Dorin, B., Ciais, P., Crassous, R., Müller, C., Bondeau, A., 2012. The nexus land-use model version 1.0, an approach articulating biophysical potentials and economic dynamics to model competition for land-use. *Geoscientific Model Development* 5 (5), 1297–1322.

URL <http://www.geosci-model-dev.net/5/1297/2012/>

UNSD, 2011. United nations statistics division: National accounts estimates of main aggregates. Accessed online 2011-10-26.

URL <http://data.un.org/>

USDA, 2012. United states department of agriculture: Fertilizer price indexes. Accessed online 2012-05-25.

URL <http://www.ers.usda.gov/data-products/fertilizer-use-and-price.aspx>

Van Groenigen, J. W., Velthof, G. L., Oenema, O., Van Groenigen, K. J., Van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N<sub>2</sub>O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61 (6), 903–913.

URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x>

World Bank, 2012a. Commodity markets data. 2012-07-05 update, accessed online 2012-09-26.

URL <http://go.worldbank.org/4ROCCIEQ50>

World Bank, 2012b. Inflation, gdp deflator from world bank national accounts data, and oecd national accounts data files. Accessed online 2012-09-20.

URL <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.DEFL.KD.ZG>

Young, A., 1999. Is there really spare land? a critique of estimates of available cultivable land in developing countries. *Environment, Development and Sustainability* 1 (1), 3–18, 10.1023/A:1010055012699.

URL <http://dx.doi.org/10.1023/A:1010055012699>

Young, A., 2000. How much spare land exists? *Bulletin of the International Union of Soil Sciences* 97, 51–55.

URL <http://www.iuss.org/images/stories/IUSS%20Bulletin%201%20-%20117/00000097.pdf>

# Conclusion

L'accroissement de la demande de denrées alimentaires et l'augmentation de la production d'énergie à partir de biomasse attendues pour les décennies à venir pourrait se traduire par une expansion massive des surfaces agricoles au détriment du milieu naturel. Par l'intermédiaire de différents mécanismes, la mondialisation accélère ce phénomène et complique son observation. Par exemple, l'augmentation de la demande agricole dans une région du globe peut provoquer la conversion d'une pâture en culture dans une autre et le défrichement d'une forêt dans une troisième. En plus des conséquences locales sur les populations, la faune et la flore, ces changements d'affectation des sols génèrent des émissions de gaz à effet de serre,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  et  $\text{N}_2\text{O}$ . L'intensification de l'agriculture pourrait limiter cette expansion des terres cultivées à travers l'accroissement du rendement récolté, l'augmentation de l'intensité culturale et la conversion de pâtures en cultures. Cependant, cette intensification a aussi des effets néfastes. Elle pourrait accélérer la dégradation des terres agricoles et provoquer des nuisances environnementales comme l'eutrophisation. De plus, bien qu'elle permette d'éviter des émissions de  $\text{CO}_2$  en limitant l'expansion des terres cultivées, l'intensification génère des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  à travers l'augmentation de la consommation d'engrais et de  $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$  à travers la transformation de pâtures en terres cultivées. Enfin, il est légitime de se demander dans quelle mesure cette intensification est possible étant donné la raréfaction du phosphore, l'augmentation du prix de l'énergie, et la baisse du taux de croissance du rendement des principales céréales observé ces dernières années (Brisson et al., 2010; Alston et al., 2009; Koning et van Ittersum, 2009; Tilman et al., 2002; Cassman, 1999).

En combinant la théorie économique et les contraintes biophysiques, le modèle Nexus Land-Use permet d'estimer l'intensification de l'agriculture à l'échelle de grandes régions du monde. Il possède certaines caractéristiques originales en comparaison avec la plupart des autres modèles d'usage des sols. Pour faire le lien entre arbitrages économiques et mécanismes biophysiques, les productions et les échanges de produits agricoles sont représentés en valeur et en calories. Le rendement des cultures est simulé par une fonction non-linéaire de la consommation d'intrants qui représente la saturation progressive des plantes. Ce rendement est calculé pour minimiser le coût de production de la calorie végétale en fonction du prix des intrants agricoles. Les terres sont classées sur une échelle de rendement potentiel croissant permettant de représenter la variation de la fertilité des terres en fonction de l'expansion agricole. Les consommations des animaux d'élevage sont estimées sur la base de leurs besoins physiologiques et l'intensification de la production de ruminants est représentée à travers la conversion de pâtures en cultures suivant la théorie Ricardienne.

Le modèle Nexus Land-Use permet de tenir compte explicitement des contraintes biophysiques du système agricole mondial. Pour représenter ces mécanismes biophysiques, il n'utilise pas d'élasticités ou d'autres paramètres implicites comme le font les modèles économiques mais alloue des surfaces sous contrainte économique. C'est un atout remarquable, car pour prendre en compte les progrès techniques, la plupart des modèles économiques font

évoluer ces paramètres implicites sans vérifier si des limites biophysiques sont dépassées. De plus, la rapidité d'exécution du modèle facilite la réalisation d'analyses de sensibilité, permettant de tester l'influence des données d'entrées et des fonctions de production sur les résultats.

Par rapport aux études purement biophysiques, le modèle Nexus Land-Use tient compte de la rareté des ressources. Le coût de production des biens agricoles est minimisé en tenant compte du coût du travail, du capital et des intrants agricoles. De plus, le commerce international est calculé en fonction des coûts de productions relatifs, permettant de mettre en évidence les effets "cascade" d'une région à l'autre.

Les hypothèses de modélisation et leurs conséquences ont été présentées clairement afin que le fonctionnement du modèle puisse être facilement comparé aux autres modèles existants et que ses résultats puissent être interprétés à leur juste valeur. A ce sujet, il est important de remarquer qu'une limite commune à toutes les approches qualitatives est qu'elles tendent à négliger les aspects qualitatifs. Par exemple, une augmentation du rendement des cultures ou de l'efficacité de l'élevage a toujours des effets positifs – si elle n'est pas faite au dépend de l'environnement – tandis qu'elle peut avoir des effets néfastes concernant les conditions de travail ou la qualité de la nourriture (Alves, 2011; Debord, 1985; Bourguignon et Bourguignon, 1991).

Afin mettre en évidence les points forts et les faiblesses du modèle, nous avons évalué ses performances dans le passé. Les principales conclusions sont les suivantes. La fonction choisie pour représenter la relation entre rendement et consommation d'intrants est relativement bien adaptée à reproduire l'évolution historique du rendement dans la plupart des régions du modèle. Cependant, elle a tendance à sous-estimer le rendement dans les années 1960, et elle ne permet pas de reproduire les évolutions spécifiques observées dans les pays des régions OCDE du Pacifique, ex-URSS et Europe. Les performances du module de commerce international sont très variables en fonction des périodes et des régions. Au final, le modèle Nexus Land-Use reproduit relativement bien l'évolution du prix des denrées alimentaires, des surfaces de terres cultivées et de pâtures entre 1980 et 2006 mais sous-estime les prix agricoles et surestime les surfaces de terres cultivées entre 1960 et 1980 ce qui montre les limites du modèle pour représenter la complexité du secteur agricole.

Cet exercice rétrospectif nous a aussi permis de calibrer certains paramètres du module commerce international et de la fonction calculant le rendement sur chaque classe de terre. De plus, en utilisant les résultats d'une simulation du modèle biophysique de végétation ORCHIDEE (Krinner et al., 2005), nous avons pu conclure que les rendements d'herbe consommés par les ruminants qui avaient été calculés de manière indirecte sont bien inférieurs à la productivité des pâtures du modèle ORCHIDEE.

Cette thèse nous a permis d'apprécier la complexité de modéliser le système agricole mondial. Il est difficile d'isoler les différents facteurs qui ont permis l'augmentation de la production agricole par hectare et par an depuis les années 1960, l'augmentation des surfaces irriguées, de la consommation d'engrais et de pesticides, de l'intensité culturale et les progrès en génétique allant souvent de pair. De même la relation entre capital, travail et autres facteurs est difficile à estimer. Une autre difficulté provient du manque de données à l'échelle mondiale (notamment sur l'irrigation, la rotation des cultures, la production de fourrage, la dégradation du terres et les spécificités socio-économiques comme la présence d'agriculture vivrière, l'accès au marché, les politiques de développement, Heistermann et al., 2006). Enfin, certaines données sont incohérentes entre elles (par exemple les différentes bases de données d'occupation des sols ou celles de rendement potentiel).

Nous terminerons en suggérant plusieurs améliorations qui pourraient être apportées au

modèle.

- Le modèle ne permet pas d’expliquer la présence de systèmes pastoraux sur des terres très fertiles. Or, la présence de ces pâtures “résiduelles” peut-être en partie expliquée par l’absence d’accès au marché (éloignement des villes et manque d’infrastructures). Ajouter un coût de transport permettrait sûrement d’expliquer en partie la présence de ces systèmes pastoraux sur des terres très fertiles. Il est aussi possible qu’une partie de ces terres ne soit pas aussi fertiles que le modèle LPJmL nous le suggère. Notamment, la pente et la qualité du sol ne semble pas être bien prise en compte par ce modèle. Pour remédier à cela, il serait intéressant de croiser les rendements potentiels du modèle LPJmL avec les données du projet GAEZ par exemple (Fischer et al., 2002).
- L’intensité culturale (rapport entre surfaces récoltées par an et surfaces cultivées), n’est pas modélisée explicitement par le modèle. Or, les calculs qui ont été fait pour l’évaluation sur la période 1960-2000 ont montré combien il était important d’en tenir compte.
- Dans sa version actuelle, le modèle ne peut pas représenter le potentiel des techniques agroécologiques. Il est construit et calibré dans le paradigme de l’agriculture industrielle. Or de nombreuses critiques s’élèvent contre cette agriculture qui a des effets nuisibles sur les terres agricoles et la santé humaine (Bourguignon et Bourguignon, 1991; MDRGF, 2012). Cette agriculture est aussi coûteuse en capital et en intrants et détruit l’activité biologique des sols. À l’inverse, les techniques agroécologiques sont peu coûteuses et pourraient permettre des augmentations de rendement importantes dans les pays en développement (Pretty et al., 2006; Erb et al., 2009, p. 17).



# Bibliographie

- Alston, J. M., Beddow, J. M., Pardey, P. G., 2009. Agricultural research, productivity, and food prices in the long run. *Science* 325 (5945), 1209–1210.  
URL [http://www.bae.uky.edu/ncera180/Ag%20research\\_prices\\_science.pdf](http://www.bae.uky.edu/ncera180/Ag%20research_prices_science.pdf)
- Alternatives Sud (Ed.), 2011. *Agrocarburants : impacts au Sud ?* Éditions Syllepse.
- Alves, F., 2011. Pourquoi les coupeurs de canne à sucre brésiliens meurent-ils ? In : *Alternatives Sud* (2011), pp. 127–137.
- Bourguignon, C., Bourguignon, L., 1991. *Le sol, la terre et les champs. Sang de la terre.*
- Brisson, N., Gate, P., Gouache, D., Charmet, G., Oury, F.-X., Huard, F., 2010. Why are wheat yields stagnating in Europe ? a comprehensive data analysis for France. *Field Crops Research* 119 (1), 201–212.  
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429010001929>
- Cassman, K. G., 1999. Ecological intensification of cereal production systems : Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96 (11), 5952–5959.  
URL <http://www.pnas.org/content/96/11/5952.abstract>
- Debord, G., 1985. Abat-faim. *Encyclopédie des Nuisances* Tome I, fascicule 5, (english translation : <http://www.notbored.org/abat-faim.html>).  
URL <http://ebookbrowse.com/debord-abat-faim-pdf-d69000616>
- Erb, K.-H., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C., Steinberger, J. K., Müller, C., Bondeau, A., Waha, K., Pollack, G., 2009. *Eating the planet : Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely, a scoping study.* Tech. rep., Institute of Social Ecology, IFF - Faculty for Interdisciplinary Studies (Klagenfurt, Graz, Vienna) Klagenfurt University, Vienna.  
URL [http://www.uni-klu.ac.at/socec/downloads/WP116\\_WEB.pdf](http://www.uni-klu.ac.at/socec/downloads/WP116_WEB.pdf)
- Fischer, G., van Velthuisen, H., Shah, M., Nachtergaele, F., 2002. *Global agro-ecological assessment for agriculture in the 21st century : Methodology and results.* Tech. rep., International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).  
URL <http://www.iiasa.ac.at/Admin/PUB/Documents/RR-02-002.pdf>
- Heistermann, M., Müller, C., Ronneberger, K., 2006. Land in sight ? achievements, deficits and potentials of continental to global scale land-use modeling. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114 (2), 141–158.

- Koning, N., van Ittersum, M. K., 2009. Will the world have enough to eat? Current Opinion in Environmental Sustainability 1 (1), 77–82.  
URL <http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/Will%20the%20world%20have%20enough%20to%20eat.pdf>
- Krinner, G., Viovy, N., de Noblet-Ducoudré, N., Ogée, J., Polcher, J., Friedlingstein, P., Ciais, P., Sitch, S., Prentice, I. C., 2005. A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. Global Biogeochemical Cycles 19 (GB1015).  
URL [ftp://nacp.ornl.gov/synthesis/2008/finenze/continental/model\\_output/ORCHIDEE/references/krinner\\_etal\\_2005GBC.pdf](ftp://nacp.ornl.gov/synthesis/2008/finenze/continental/model_output/ORCHIDEE/references/krinner_etal_2005GBC.pdf)
- MDRGF, 2012. Dossier pesticides.  
URL <http://www.mdrgf.org/2sommpestos.html>
- Pretty, J. N., Noble, A. D., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R. E., Penning de Vries, F. W. T., Morison, J. I. L., 2006. Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. Environmental Science and Technology 40 (4), 1114–1119.  
URL <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es051670d>
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418 (6898), 671–677.  
URL <http://www.cedarcreek.umn.edu/biblio/fulltext/t1860.pdf>

# Modelling change in agricultural lands at the scale of large regions of the world :

## Summary

The increase in demand for both food and biomass-energy expected over the next few decades could result in a massive expansion of agricultural land at the expense of the natural environment, including adverse effects on soil quality, fauna and flora populations, biogeochemical cycles (carbon, nitrogen), and the water cycle, as well as local and global climate.

This thesis address the question : Is it possible to model changes in cropland and pasture areas at the scale of large regions of the world ? By developing a numerical model called “Nexus Land-Use” and evaluating it against historical data. The main applications of this model are in the food, energy and climate change domains. For example, one can study the impact of diet and the price of agricultural inputs on land-use changes. Compared to other existing land-use models, Nexus Land-Use better takes into account biophysical constraints, has a finer representation of livestock production systems, and incorporates feedback of chemical input prices on crop yields.

In chapter 1, we explore two aspects surrounding our main question : First, by comparing various agricultural forecasts with scenarios of the Intergovernmental Panel on Climate Change, we point out the limit of some IPCC models in taking into account biophysical constraints. Secondly, in a synthesis on energy production from agricultural products, we show that existing agrofuel production technologies are not enough to avoid peak oil and climate change without also drastically reducing their energy consumption. In some cases accelerating adoption of agrofuels results in even higher climate change impacts than existing energy production technologies.

In chapter 2, we describe the functioning of the Nexus Land-Use in detail. Through a combination of economic theory and biophysical constraints, the Nexus Land-Use model estimates the response of cropland and pastures area in 12 regions of the world to population, food diet, deforestation and the price of agricultural inputs.

The final chapter presents a calibration and an evaluation of this model over the period 1961-2006. It is one of the few studies that tries to reproduce past land-use changes between cropland and pastures at the scale of large regions of the world.



# Résumé

L'accroissement de la demande de denrées alimentaires et l'augmentation de la production d'énergie à partir de biomasse attendues pour les décennies à venir pourraient se traduire par une expansion massive des surfaces agricoles au détriment du milieu naturel. Cette expansion pourrait avoir des effets indésirables sur la qualité du sol, sur la faune et la flore mais aussi sur les cycles biogéochimiques (carbone, azote), le cycle de l'eau, le climat local et global.

Est-il possible de modéliser l'évolution des surfaces de terres cultivées et de pâtures à l'échelle de grandes régions du monde? C'est l'interrogation fondatrice de ce travail de doctorat. Pour tenter d'y répondre, j'ai développé un modèle numérique baptisé "Nexus Land-Use" et j'ai évalué ses performances dans le passé. Les principaux champs d'application de ce modèle sont l'alimentation, l'énergie et le changement climatique. Par exemple, il permet d'étudier l'impact de notre régime alimentaire et du prix des intrants agricoles sur les changements d'affectation des sols. Par rapport aux autres modèles d'usage des sols existants, il possède une meilleure prise en compte des contraintes biophysiques, une représentation plus fine de l'élevage, et tient compte de l'impact du prix des intrants agricoles sur le rendement des cultures.

Le premier chapitre présente le contexte dans lequel le modèle Nexus Land-Use a été développé. Dans un premier temps, nous avons comparé différentes perspectives agricoles avec des scénarios du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. Il en ressort que certaines contraintes biophysiques ne semblent pas être bien prises en compte dans certains modèles utilisés par le GIEC. Puis, dans une synthèse sur la production d'énergie à partir de produits agricoles, nous avons montré que les technologies de production d'agrocarburants existantes ne permettent pas aux pays industrialisés de s'affranchir des contraintes qui leur imposent de diminuer drastiquement leur consommation d'énergie (ressources fossiles finies et changement climatique). Dans certains cas, le bilan effet de serre des agrocarburants est même pire que celui des carburants fossiles existants.

Le deuxième chapitre décrit le fonctionnement du Nexus Land-Use en détail. En combinant la théorie économique et les contraintes biophysiques, le modèle Nexus Land-Use présente une approche originale permettant d'estimer l'évolution des surfaces de terres cultivées et de pâtures dans 12 grandes régions du monde en fonction de l'évolution de la population, du régime alimentaire, des surfaces de forêts et du prix des intrants agricoles.

Le dernier chapitre présente un calibrage et une évaluation de ce modèle sur la période 1961-2006. C'est une des rares études qui tente de reproduire les changements d'affectation des sols entre pâtures et terres cultivées à l'échelle de grandes régions du monde.