



HAL
open science

Modélisation des transitions en agriculture : énergie, azote, et capacité nourricière de la France dans la longue durée (1882-2016) et prémices pour une généralisation à l'échelle mondiale

Souhil Harchaoui

► To cite this version:

Souhil Harchaoui. Modélisation des transitions en agriculture : énergie, azote, et capacité nourricière de la France dans la longue durée (1882-2016) et prémices pour une généralisation à l'échelle mondiale. Géographie. Université Paris Cité, 2019. Français. NNT : 2019UNIP7003 . tel-02940384

HAL Id: tel-02940384

<https://theses.hal.science/tel-02940384>

Submitted on 16 Sep 2020

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

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

Université de Paris

École doctorale Science des Sociétés 624

Laboratoire Interdisciplinaire des Énergies de Demain

**Modélisation des transitions en agriculture :
énergie, azote et capacité nourricière de la France
dans la longue durée (1882-2016) et prémices
pour une généralisation à l'échelle mondiale**

Par Souhil HARCHAOUI

Thèse de doctorat de Géographie
Géographie et Environnement

Dirigée par Petros CHATZIMPIROS

Présentée et soutenue publiquement le 9 décembre 2019

Devant un jury composé de :

Mme. Marianne COHEN	Professeure, Sorbonne Université	Rapporteure
M. Benoît GABRIELLE	Professeur, AgroParisTech	Rapporteur
Mme. Sabine BARLES	Professeure, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne	Examinatrice
M. Gilles BILLEN	Directeur de recherche CNRS, Sorbonne Université	Examinateur
M. Philippe LESCOAT	Professeur, AgroParisTech	Examinateur
M. José HALLOY	Professeur, Université de Paris	Examinateur
M. Petros CHATZIMPIROS	Maître de conférence, Université de Paris	Directeur de thèse



Except where otherwise noted, this work is licensed under
<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/3.0/fr/>

Avant-propos

Financements

Cette thèse, effectuée au sein du Laboratoire Interdisciplinaire des Énergies de Demain (LIED) UMR8236 à l'Université Paris Diderot, a été financée dans le cadre d'un financement de la Ville de Paris (Convention 2015 DDEES 165) dans le cadre du programme de recherche *Emergence-2015* (2016 – 2020) porté par Petros CHATZIMPIROS.

Logiciels

Les cartes ont été réalisées avec le logiciel libre Qgis version 3.8. Le traitement des données, la modélisation et les figures ont été programmés en Python version 3.7.

Remerciements

Je veux en premier lieu remercier Philippe Lescoat, Gilles Billen, Sabine Barles, José Halloy d'avoir accepté d'être les membres du jury et Marianne Cohen et Benoit Gabrielle qui ont bien voulu être les rapporteurs de cette thèse.

Je remercie chaleureusement Eric Hebert et Sandrine Berroir d'avoir participé à mon comité de suivi de thèse.

Je remercie Mathieu Arnoux, Christophe Goupil et l'ensemble des collègues du LIED, de l'école doctorale ED624 et de l'Université Paris Diderot pour leur accueil et confiance au cours de ces trois dernières années de thèse.

Je remercie Josette Garnier pour son invitation à Petros et moi à présenter une partie de nos travaux à un séminaire interne de la Fédération Île-de-France de Recherche sur l'Environnement.

Je remercie également Marie-Cécile Dupas, comme binôme de thèse, avec qui j'ai commencé la thèse dans la même équipe de recherche mais avec un angle disciplinaire différent qui a permis d'enrichir nos compréhensions des systèmes agricoles.

Mon intérêt pour le sujet de recherche de la thèse s'est confirmé lors de l'écoute des présentations et des échanges interdisciplinaires passionnants d'un atelier international organisé au LIED intitulé 'Espace, temps et transitions socio-écologiques' en octobre 2015. Petros nous avait invité Marie-Cécile et moi à écouter en tant qu'étudiants de Master 2. C'est pourquoi, je voudrais remercier chacun des participant.es de cet atelier et par la même occasion Arnaud Passalacqua et l'ensemble des enseignant.es du Master 2 énergie, écologie et société.

Je voudrais enfin remercier Petros Chatzimpiros, mon directeur de thèse, à qui ce travail doit beaucoup. Je tiens à adresser mes remerciements au-delà des travaux de recherche pour lesquels il m'a guidé et encouragé. Je remercie Petros aussi pour les conditions de travail et également pour sa disponibilité et ses encouragements sans faille aux conférences auxquelles j'ai pu participer, les travaux dirigés que j'ai pu encadrer en licence de géographie et les séminaires internes du LIED que j'ai pu co-animer. Cette rencontre, que j'ai eu la chance de faire au cours d'un projet de recherche lors du master, est toujours extrêmement riche aussi bien sur le plan professionnel en termes de conseils, de liberté de réflexion, de remises en question, de challenges scientifiques que sur le plan humain en termes d'écoute, de bienveillance et d'humour.

J'ai beaucoup appris grâce aux échanges scientifiques et humains durant ces trois dernières années et j'espère continuer dans cette voie.

Titre : Modélisation des transitions en agriculture : énergie, azote et capacité nourricière de la France dans la longue durée (1882-2016) et prémices pour une généralisation à l'échelle mondiale

Résumé :

Face aux enjeux de changement climatique et de transition énergétique associés aux prévisions de croissance démographique au cours du XXIème siècle, l'agriculture doit se transformer pour produire plus de nourriture tout en réduisant sa dépendance aux ressources non-renouvelables et en préservant les écosystèmes. Dans ce contexte, cette thèse s'intéresse à examiner les impacts des contraintes biophysiques et des transformations sociotechniques sur le métabolisme agricole, les transitions et la capacité nourricière de l'agriculture. Le métabolisme agricole est modélisé par les flux d'énergie et d'azote que le système agricole mobilise et transforme pour fonctionner et fournir de la biomasse. Ce cadre analytique permet d'une part de positionner l'agriculture dans les enjeux de la transition énergétique et, d'autre part, de quantifier conjointement la capacité nourricière atteignable et son impact sur la biogéochimie planétaire. Nous examinons le métabolisme agricole à deux niveaux d'échelles spatio-temporelles : une modélisation en perspective historique de longue durée (1882-2016) à l'échelle de la France et une modélisation historique (1961-2013) et prospective à l'échelle du monde.

L'analyse de l'agriculture en France s'appuie sur la modélisation des données historiques de productions et des moyens de productions. Nous mettons en lumière les mécanismes qui relient les entrées et sorties du système agricole, et les transitions énergétiques et azote associées de manière continue depuis 1882. Nous caractérisons la trajectoire française à l'aide d'indicateurs d'efficacité, de retour sur investissement énergétique, de surplus agricole, d'autosuffisance et de neutralité énergétique du système. La neutralité énergétique est un indicateur clé pour positionner l'agriculture dans la transition énergétique à venir. Nous retraçons l'impact des transformations sociotechniques sur les transitions qui ont fait quadrupler le surplus alimentaire des fermes et ont réduit presque à zéro leur autosuffisance énergétique. L'agriculture produisait en énergie deux fois ce qu'elle consommait en temps préindustriels contre quatre fois aujourd'hui, or elle est passée d'un système énergétiquement autonome nourri de biomasse à un système quasi exclusivement nourri d'énergies fossiles. Exprimée en équivalent biomasse, la consommation actuelle d'énergie de l'agriculture est égale à sa production, ce qui en fait un système énergétiquement inintéressant. Le défi pour l'agriculture est de contribuer à la transition énergétique sans empiéter sur sa production alimentaire. Relever ce défi, qui est peu compris par la société, passe par l'amélioration de la performance énergétique de l'agriculture et implique l'amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote ainsi que la réduction de l'élevage surtout des monogastriques, la valorisation énergétique d'une majorité des résidus agricoles et la réduction du travail au champ.

La modélisation à l'échelle mondiale permet de caractériser la trajectoire de l'agriculture en termes de capacité nourricière et d'impact environnemental et d'évaluer sa capacité limite de production sur la base des contraintes biophysiques. Cette modélisation est un premier module centré sur le métabolisme azote et ne tient pas compte du mode de fonctionnement énergétique de l'agriculture. Nous examinons les limites de production alimentaire mondiale conjointement avec les pertes d'azote en fonction des degrés d'autosuffisance en azote. Nous montrons que la population humaine maximale supportable sur Terre peut varier de 6 à 17 milliards de personnes en fonction de la part de la production totale de grain utilisée dans l'alimentation animale, l'efficacité d'utilisation de l'azote et le régime de fertilisation azotée. Cette analyse permet de confronter, comme c'est rarement fait, les projections démographiques officielles pour le XXIe siècle à des contraintes biophysiques planétaires et discuter leurs conditions de réalisation.

Mots-clés : métabolisme agricole, transitions, capacité nourricière, autosuffisance, alimentation animale, surplus agricole, neutralité énergétique, valorisation des résidus agricoles, EROI, efficacité d'utilisation de l'azote

Title: Modelling agricultural transitions: energy, nitrogen and the feeding capacity of French agriculture on the long duration (1882-2016) and first steps towards a world scale approach

Abstract:

To overcome the challenges of climate change and energy transition, combined with the projected population growth in the 21st century, agriculture must transform itself to produce more food while reducing its dependence on non-renewables sources and preserving ecosystems. This thesis examines the impacts of biophysical constraints and socio-technical transformations on agricultural metabolism, transitions and feeding capacity of agriculture. Agricultural metabolism is modelled through both energy and nitrogen flows that the agricultural system mobilizes and converts to operate and to supply biomass. This analytical framework allows us, on the one hand, to position agriculture within the energy transition challenges and, on the other hand, to jointly quantify the achievable feeding capacity and its impact on global biogeochemical cycles. Agricultural metabolism is examined at two spatial and temporal scales: a long-term historical perspective modelling (1882-2016) at the scale of France and a historical (1961-2013) and prospective modelling at the global scale.

The analysis of French agriculture is based on the modelling of historical production data and means of production. We explore the mechanisms that link the inputs and outputs of the agricultural system, together with the associated energy and nitrogen transitions continuously since 1882. We characterize the French trajectory on the basis of efficiency indicators, energy return on energy investment, farm surplus, self-sufficiency and energy neutrality of the system. Energy neutrality is a key indicator for positioning agriculture in the future energy transition. We quantify the impact of socio-technical transformations on transitions that have quadrupled the farm surplus and reduced its energy self-sufficiency to almost zero. Agriculture produced twice as much energy as it did in pre-industrial times, compared to four times today, but it has gone from an energy self-sufficient system fed by biomass to a system almost exclusively dependent on fossil fuels. Expressed in biomass equivalent, agriculture's current energy consumption is equal to its production, therefore a system that is not energetically viable. The challenge for agriculture is to contribute to the energy transition without encroaching on its food production. Meeting this challenge, which is little understood by society, requires improving the energy performance of agriculture and involves improving nitrogen use efficiency, as well as reducing livestock production, especially from monogastrics, decreasing farm labor needs, together with a high energy recovery from agricultural residues.

Global scale modelling allows us to describe the agriculture trajectory in terms of feeding capacity and environmental impact and to assess its food production limits on the basis of biophysical constraints. This modeling is a first module focused on the nitrogen metabolism and does not take into consideration the energy operating regime of agriculture. We examine the limits of world food production along with nitrogen losses according to degrees of nitrogen self-sufficiency. We show how maximum supportable human population on Earth can range from 6 to 17 billion people depending on the share of total grain production used in animal feed, the nitrogen use efficiency and the nitrogen fertilization regime. This analysis allows comparing, as it is rarely done, official population projections for the 21st century with planetary biophysical constraints and discuss the conditions under which these projections can be achieved.

Keywords: agricultural metabolism, transitions, feeding capacity, feed, self-sufficiency, farm surplus, energy neutrality, energy recovery of agricultural residues, EROI, nitrogen use efficiency

Table des Matières

<i>Avant-propos</i>	<i>i</i>
<i>Remerciements</i>	<i>ii</i>
<i>Résumé</i>	<i>iii</i>
<i>Abstract</i>	<i>iv</i>
<i>Table des Matières</i>	<i>v</i>
<i>Liste des Tableaux</i>	<i>ix</i>
<i>Liste des Figures</i>	<i>x</i>
<i>Liste des Cartes</i>	<i>xvii</i>
<i>Liste de symboles d'unités, abréviations et sigles</i>	<i>xix</i>
<i>Introduction générale</i>	<i>1</i>
<i>Chapitre 1 : Modélisation de la production nette agricole</i>	<i>14</i>
1.1. Introduction	14
1.2. Périmètre d'étude et contexte des données	15
1.2.1 Contexte des statistiques agricoles.....	16
1.2.2 Données utilisées.....	19
1.3. Cadre méthodologique du calcul de la production nette agricole	22
1.3.1 Schéma de calcul.....	22
1.3.2 Production végétale : surfaces, récolte et résidus	24
Données des statistiques	24
Données reconstituées pour les résidus de culture	27
1.3.3 Production primaire nette agricole.....	29
1.3.4 Production animale	32
Données sur les effectifs des animaux.....	32
Données et calcul des productions animales	34
Alimentation animale.....	36
Efficacité de conversion des animaux	37
1.3.5 Production nette agricole	39
1.4. Focus sur le secteur de l'élevage de 1961 à 2013	44
1.4.1 Rations et efficacités de conversion par catégorie animale	44
Désagrégation de l'ECE par catégorie animale.....	46
Composition des rations animales	46
1.4.2 Empreinte spatiale de l'élevage et commerces associées	50
Commerce physique d'aliments du bétail, des productions animales et des animaux vivants	50

Empreinte spatiale des systèmes d'élevage	52
Intégration internationale et commerce virtuel de terres	60
1.5. Conclusion.....	63
Chapitre 2 : Moyens de production : équipements des fermes et entrées d'azote et d'énergie	65
2.1. Introduction	65
2.2. Périmètre des moyens de production	66
2.2.1. Généralités	66
2.2.2. Les agriculteurs	67
2.2.3. Les moyens de traction : animaux de travail et machines agricoles	68
Effectif des animaux de travail	70
Parc des machines agricoles	72
2.3. Les entrées d'azote	75
2.3.1. Généralités	75
2.3.2. La fixation atmosphérique d'azote.....	76
2.3.3. La fixation biologique d'azote	77
2.3.4. Les engrais industriels azotés.....	80
2.3.5. La transition dans les entrées d'azote	81
2.4. Les entrées d'énergie.....	83
2.4.1. L'énergie investie.....	83
2.4.2. L'autoconsommation d'énergie	84
Les agriculteurs.....	85
Les animaux de travail.....	86
2.4.3. Énergie directe de source externe et énergie indirecte.....	86
Les machines agricoles	87
Validation de la consommation de carburant des machines agricoles à partir de données existantes	88
Les serres, les systèmes d'irrigation et les bâtiments d'élevage.....	89
Engrais industriels	91
Pesticides	91
Energie grise des aliments importés du bétail	92
2.4.4. La transition dans les entrées d'énergie	92
2.5. Conclusion.....	94
Chapitre 3 : Caractérisation des transitions agricoles et implications pour la capacité nourricière	96
3.1. Introduction	96

3.2.	Efficacité d'utilisation de l'azote et autosuffisance en azote	97
3.3.	Efficacité énergétique, autosuffisance et retour sur investissement énergétique	101
3.3.1	Définitions.....	101
3.3.2	Lien entre efficacité d'utilisation de l'azote, efficacité de traction et retour sur investissement énergétique.....	102
3.3.3	Comparaison du retour sur investissement énergétique avec la littérature	105
	Discussions du périmètre de calcul.....	105
	Divergences méthodologiques.....	106
3.4.	Surplus agricole en tant que résultat des transitions agricoles	108
3.5.	Le concept de neutralité énergétique pour qualifier le surplus agricole. 113	
3.5.1	Définitions et schéma de calcul	113
	L'énergie investie en termes d'équivalent biomasse	114
	Neutralité énergétique.....	114
	L'EROI équivalent biomasse.....	115
3.5.1	Efficacité de traction à base de biomasse.....	116
3.5.2	L'énergie investie en équivalent biomasse	117
	Méthode de calcul.....	117
	Dépendances structurelles vis-à-vis des combustibles fossiles et contraintes dans l'électrification de l'agriculture	118
	EROI équivalent-biomasse et le poids de l'alimentation du bétail dans le budget énergétique de l'agriculture	119
3.6.	Scénarios de neutralité énergétique	121
3.6.1	Potentiel énergétique des résidus agricoles et valorisation	121
3.6.2	Construction des scénarios.....	125
3.6.3	Bilan équivalent biomasse de l'agriculture	127
3.7.	Conclusion.....	133

Chapitre 4 : Capacité nourricière mondiale en fonction du métabolisme azote et rapport aux limites planétaires..... 135

4.1.	Introduction	135
4.2.	Cadre de modélisation	136
4.2.1	Choix des variables du modèle	136
4.2.2	Description du modèle	138
4.3.	État des lieux sur les variables structurantes	141
4.3.1	La surface agricole	142
4.3.2	Fixation biologique d'azote	144

4.3.3	Engrais industriels.....	146
4.3.4	Rendements des cultures et efficacité d'utilisation de l'azote.....	147
4.3.5	Conversions et pertes d'azote dans la production animale.....	147
4.3.6	Quantité et part de grain-fourrage dans l'alimentation animale	148
4.4.	La frontière de productivité de l'agriculture	151
4.4.1	Définition et construction.....	151
4.4.2	Commerce d'aliments du bétail et positions des régions sur la frontière	155
	Calcul des importations nettes d'aliments du bétail	155
	Écart de rendements de cultures par région	156
	Écart de rendements alimentaires pour les régions du monde sur la frontière de productivité.....	157
4.5.	Limites planétaires de la capacité nourricière	159
4.5.1	Définition des limites de production alimentaire mondiale.....	159
	Surface agricole constante dans les limites	162
	Différence entre rendement alimentaire et consommation finale.....	163
4.5.2	BNF dans les limites biologiques.....	165
4.5.3	Trajectoire mondiale à présent et population mondiale supportable .	166
4.5.4	Discussion sur les écarts de rendement alimentaire dans les limites biologiques	172
4.5.5	Effet de la part de grain-fourrage sur la NUE_{tot}	173
4.5.6	Les taux de croissance requis pour atteindre les objectifs à temps....	174
4.6.	Conclusion.....	179
	<i>Conclusion générale et perspectives</i>	<i>180</i>
	<i>Références Bibliographiques</i>	<i>188</i>
	<i>Annexe 1 (associée au Chapitre 1)</i>	<i>219</i>
	<i>Annexe 2 (sans documents)</i>	<i>230</i>
	<i>Annexe 3 (associée au Chapitre 3)</i>	<i>231</i>
	<i>Annexe 4 (associée au Chapitre 4)</i>	<i>233</i>
	<i>Annexe 5 : Articles publiés</i>	<i>242</i>

Liste des Tableaux

Tableau 1.1 : Empreinte spatiale de la production animale unitaire par catégorie animale pour les périodes de 1961-1970 et de 2001-2010 (m ² /MJ). Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).	55
Tableau 2.1 : Méthodologie de calcul de l'énergie consommée pour les serres, l'irrigation et les bâtiments d'élevage. Sources: ^a (Agreste, 2019; Ministère de l'Agriculture, 1977, 1970b), ^b (Ademe, 2007), ^c (Agreste, 2012; Ministère de l'Agriculture, 1972) , ^d (Agreste, 2012).	90
Tableau 3.1 : Énergie investie de source externe dans l'agriculture en France en 2013 exprimée en énergie finale et calculée en termes d'équivalent biomasse. Le calcul est présenté par poste d'utilisation et par type d'usage finale : mécanique, chaleur et énergie grise associée aux engrais (N, P, K). Sources : cette étude, (Agreste, 2014b) et adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).	118
Tableau 3.2 : Description des quatre scénarios de neutralité énergétique. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).	127
Tableau 4.1 : Variables structurantes du modèle avec les valeurs minimum et maximum dans les régions du monde et la valeur moyenne estimée à l'échelle mondiale. La dernière colonne renseigne sur les valeurs utilisées dans le calcul de la frontière de productivité. Sources: (1) calculé à partir de FAOSTAT (2018), voir le Tableau A4.1 en annexe et la Carte 4.1 (2) à partir de Smil (1999b) (3) calculé à partir de Billen et al. (2015) et Bouwman et al. (2013) (4) NCE maximum à partir de Smil (2000), voir texte (5) Non définie (N.D) à cause de la grande incertitude sur la productivité des prairies (Fetzel et al., 2017) (6) calculé à partir de Anglade et al. (2015) (7) estimé à partir de l'équilibre du bilan de l'alimentation du bétail en considérant une NCE de 10% et une valeur raisonnable pour la part de résidu-fourrage proche de celle utilisée par Bodirsky et al. (2014) et Smil (1999b) (8) le calcul s'appuie sur les résultats de Zhang et al. (2015) pour la surface de toutes les cultures arables (8a) et pour la surface de grandes cultures comme définie dans cette étude (8b) (9) à partir de Smil (1999a) (10) calculé à partir de la FAOSTAT, voir méthodes de calcul dans la section 4.3.6 et Carte 4.2.	142
Tableau 4.2 : Distribution de la BNF entre surface fixatrice et surface de grandes cultures et entre production destinée à l'alimentation humaine et l'alimentation du bétail (calcul sur l'année 2013). Sources : ⁽¹⁾ calculé à partir de Herridge et al. (2008) et Lassaletta et al. (2014) ⁽²⁾ calcul à partir des données FAO (FAOSTAT, 2018) excepté pour les légumineuses fourragères. La surface des prairies correspond à la catégorie FAO des prairies et de pâturages permanents.	145
Tableau 4.3 : Part moyenne mondiale de la production destinée à l'alimentation des animaux par catégorie de grandes cultures en 2013. Sources : (FAOSTAT FBS, 2018)	155
Tableau 4.4 : Variables et valeurs utilisées dans les cinq limites de production alimentaire mondiale. Chacun des limites tient compte d'ajustements internes de surface (ΔS) de 100 Mha en faveur des surfaces de grandes cultures pour les limites à base de N_{ind} (L1, L2, L3) et en faveur des surfaces	

fixatrices dans les limites biologiques (L4a, L4b). Ces ajustements se font à surface agricole totale constante. Le rendement maximal des grandes cultures dans les limites à base de N_{ind} est basé sur Mueller et al. (2012)..... 161

Liste des Figures

Figure 1.1 : Frise chronologique situant la période d'étude de l'agriculture française entre 1882 à 2013 et l'évolution des statistiques agricoles. Source : cette étude.	17
Figure 1.2 : Périmètre et cadre du calcul de la production nette agricole (NP). L'ECE est l'efficacité de conversion énergétique des aliments de bétail en production animale. Sources : cette étude et adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).....	23
Figure 1.3 : Évolution de la répartition de la surface agricole utilisée (SAU) en France entre 1882 et 2016. La catégorie 'autres' inclut les cultures industrielles, les tubercules (pommes de terre), les légumes, les fruits, les cultures permanentes et cultures diverses. Source : voir détails dans le texte. .	26
Figure 1.4 : Évolution de l'indice de récolte (axe de gauche) pour les céréales et des usages de la paille de céréales (axe de droite) divisés entre aliments de bétail, autres usages (litière) et non récoltées, en France entre 1882 et 2016. Sources : estimations et (Agreste, 2013a; Ministère de l'Agriculture, 1975, 1970a, 1936, 1898; Toutain, 1971), adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).....	29
Figure 1.5 : Évolution de la production primaire nette (NPP) en PJ entre 1882 et 2013 (axe de gauche). Les productions non hachurées somment à la NPP extraite pour l'alimentation humaine, animale et autres usages. Les productions hachurées correspondent à la NPP résiduelle. La surface agricole utile (axe de droite) est en pointillé rouge en million ha (Mha). Sources : voir détails dans le texte,, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).....	30
Figure 1.6 : Évolution du rendement agricole des céréales et des prairies en France entre 1882 et 2013, exprimé en $GJ \cdot ha^{-1}$. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).	31
Figure 1.7 : Efficacité de la photosynthèse nette de la production agricole pour la NPP, NPP_e et NPP comestible pour l'homme (qui regroupe seulement les grandes cultures). L'ensoleillement annuel est considéré constant égal à $4.5 GJ$ par m^2 par an. Source : voir détails dans le texte.	32
Figure 1.8 : Évolution du cheptel en France par espèce animale (axe de gauche) exprimée en millions de têtes (sauf pour les volailles en milliers de têtes) et la totalité du cheptel (axe de droite) exprimée en unités de gros bétail (UGB) entre 1882 et 2013. Les données d'effectifs de volaille qui sont très peu renseignées avant 1950 sont exclues. Sources : cette étude, (FAOSTAT, 2018; INSEE, 1990, 1990, 1952) pour les effectifs, (Eurostat, 2018) pour la table d'équivalence UGB considérée constante au cours du temps.	34

Figure 1.9 : Évolution de l'efficacité de conversion énergétique (ECE) et azote (NCE) des animaux en France entre 1882 et 2013. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).....	38
Figure 1.10 : Évolution la production nette agricole en France décomposée en production végétale et animale entre 1882 et 2013 a. NP exprimée en énergie PJ b. N_NP exprimée en azote TgN. Source : cette étude.....	40
Figure 1.11 : Comparaison de l'alimentation du bétail (pour la production de viande, lait et œufs) et la production nette agricole entre 1882 et 2013. Le panel de droite de la figure montre la composition des rations alimentaires en 2013. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b) ...	41
Figure 1.12 : Schéma de calcul des efficacités de conversion énergétique et des rations alimentaires par catégorie animale. Source : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).....	45
Figure 1.13 : Évolution de l'ECE par catégorie animale et agrégée pour toute la production animale entre 1961 et 2010. Les ECE pour la viande bovine et lait pour la période témoin sont indiquées séparément dans le panel de droite. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017)	48
Figure 1.14 : Composition des rations alimentaires par catégorie animale en termes d'apport énergétique en 1961 et aujourd'hui. Sources : cette étude pour 1961 et combinant avec (Agreste, 2013a) pour 2001-2010, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).	48
Figure 1.15 : Schéma de calcul du bilan des échanges du commerce international des productions animales (i.e. animaux vivants et produits animaux finis) et des parts d'origines des aliments du bétail. Sources : cette étude et adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).	51
Figure 1.16 : Rapport entre importations nettes et la disponibilité en France par types de culture entre 1961 et 2011. Sources : cette étude, (FAOSTAT, 2018), adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).	52
Figure 1.17 a. Évolution de l'empreinte spatiale de la consommation française de produits animaux par catégorie fourragère entre 1961 et 2011. La différence entre la production et la consommation des produits animaux (égale à 30PJ en 2010) est proportionnelle à la différence des empreintes spatiales entre production et consommation intérieure. La SAU de la France est indiquée dans le haut de la figure b. Évolution de la part des prairies dans l'empreinte spatiale totale c. Évolution des répartitions de surface par catégorie animale dans l'empreinte spatiale totale. Sources : (FAOSTAT, 2018) et adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).	54
Figure 1.18 : Évolution de la surface des fourrages annuels en France (sur l'axe de gauche) comparée à la production de lait (sur l'axe de droite) entre 1882 et 2013. Les fourrages annuels sont décomposés en maïs fourrager, autres fourrages verts annuels (dont vesces, pois fourrager, trèfle incarnat et sorgho) et plantes sarclées fourragères (dont rutabagas, choux fourragers, navets fourragers, carottes fourragères). Source : cette étude.....	58

Figure 1.19 : Évolution de la surface des oléagineux en France décomposée en colza, tournesol, soja et autres (œillette, moutarde, lin) entre 1882 et 2013. Source : cette étude.	58
Figure 1.20 : a. Échanges totaux virtuels de terres pour le secteur d'élevage. La ligne pointillée indique les échanges nets (i.e. Importations moins exportations). b. Part commune d'un même fourrage (ligne verte pointillée) ou d'un même produit animal (ligne rouge pleine) dans les importations et exportations entre 1961 et 2011. Sources : voir détails dans le texte et (FAOSTAT, 2018), adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).	61
Figure 2.1 : Évolution de la population totale française décomposée en population active agricole et le reste de la population entre 1882 et 2016. Sources : (Toutain, 1958) de 1882 à 1960 et (INSEE, 2016b) de 1961 à 2016.	68
Figure 2.2 : Comparaison des ordres de grandeur de puissance mécanique de travail disponible aujourd'hui exprimée en kW par unité de traction (en échelle logarithmique). Source : cette étude, voir détails dans le texte.	69
Figure 2.3 : Évolution de la surface de l'avoine (en Mha, axe de gauche) comparée aux effectifs de chevaux de la ferme en France (en millions de têtes, axe de droite) entre 1882 et 2013. Source : voir détails dans le texte.	71
Figure 2.4 : Évolution du nombre d'agriculteurs et des moyens de traction divisés en animaux de travail et machines agricoles en France entre 1882 et 2013. Sources : cette étude, voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a)	73
Figure 2.5 : Évolution de la puissance moyenne nominale (P_{nom}) en kW des tracteurs et des moissonneuses-batteuses en France entre 1929 et 2013. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).	74
Figure 2.6 : a. Puissance nominale mécanique installée en kW par hectare de SAU en France entre 1882 et 2013. La puissance est décomposée entre agriculteurs, animaux de travail et machines agricoles b. La part relative de chacun de ces moyens de traction dans la puissance mécanique totale (%). Source : voir détails dans le texte.	75
Figure 2.7 : a. Évolution de la surface fixatrice d'azote en France entre 1882 et 2013, exprimée en Mha (axe de gauche). La surface fixatrice est décomposée en prairies permanentes, temporaires et artificielles. Le rapport de surface qui est le rapport entre la surface fixatrice et la SAU en % est représenté sur l'axe de droite. b. Évolution du taux de fixation en $kgN ha^{-1}$. Source : cette étude, voir détails dans le texte.	78
Figure 2.8 : Évolution de la somme des entrées d'azote en France entre 1882 et 2013. La somme est composée de la fixation symbiotique biologique (BNF), les engrais industriels, le contenu en azote des aliments importés du bétail et le dépôt atmosphérique. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).	82

Figure 2.9 : Schéma de calcul de l'énergie investie dans le système agricole. Source : cette étude.....	84
Figure 2.10 : Hypothèses sur la durée d'utilisation annuelle des tracteurs et moissonneuses-batteuses (1929-2013) et des heures de travail des animaux de travail en France entre 1882 et 2013. Source : voir détails dans le texte.....	88
Figure 2.11 : Comparaison des données modélisées de la consommation de carburant des machines agricoles avec les données de consommation d'énergie des exploitations agricoles reportées par les enquêtes conjoncturelles pour les années 1938,1948,1977,1981,1985,1992,2011. Sources : (Agreste, 2014b, 1994; Ministère de l'Agriculture, 1984, 1979, 1948), adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).....	89
Figure 2.12 : Évolution de l'énergie investie exprimée en PJ dans l'agriculture en France entre 1882 et 2013. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).....	93
Figure 3.1: Schéma du métabolisme azote du système agricole et périmètre du calcul de l'efficacité totale de l'utilisation azote (NUE_{tot}) qui est le rapport entre la production nette agricole exprimée en azote (N_{NP}) et la somme des entrées d'azote (N_{tot}). Sources: cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).	98
Figure 3.2: a. Somme des entrées d'azote comparée à la sortie sous forme de production nette d'azote (TgN) b. Efficacité totale d'utilisation de l'azote (NUE_{tot}) et l'autosuffisance en azote (%) de l'agriculture française entre 1882 et 2013. Sources: cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a). ...	99
Figure 3.3 : a. Énergie investie au système agricole (axe de gauche) et production nette (axe à droite). b. EROI (axe de gauche), l'efficacité de traction (%) (axe de droite) et l'autosuffisance énergétique (%) (axe de droite) de l'agriculture française entre 1882 et 2013. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).	103
Figure 3.4: Schéma de calcul du surplus agricole qui est la différence entre la production nette agricole (NP) et l'autoconsommation d'énergie (AE). La taille des flux est très différente avant et après l'industrialisation agricole. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a). ...	109
Figure 3.5 : La production nette agricole en France entre 1882 et 2013 décomposée en somme de l'autoconsommation d'énergie et du surplus agricole. Le surplus agricole est comparé à l'alimentation de la population non agricole (ligne en rouge) tout en suivant la dépendance aux énergies investies de source externe (ligne bleue pointillée). La production animale (coloriée en orange) est divisée entre la consommation nationale (sous la ligne rouge) et les exportations vers l'étranger (au-dessus de la ligne rouge). L'agriculture passe d'un régime autosuffisant énergétiquement à un régime caractérisé par des exportations de produits agricoles à grande échelle et dépendant d'énergies de source externe. Toutes les énergies sont exprimées en PJ. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).	110

Figure 3.6: Évolution de la production destinée à l'exportation et autres usages à partir des données modélisées comparée aux données du bilan de la FAO qui sont ajustées pour tenir compte des réexportations de biomasse. La comparaison est effectuée entre 1961 et 2013. Source: adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).....	112
Figure 3.7 : Schéma conceptuel de l'énergie investie en termes d'équivalent biomasse et de neutralité énergétique du système agricole. La neutralité énergétique est atteinte si la valorisation énergétique des résidus agricoles (excrétions animales et résidus de culture) plus l'autoconsommation d'énergie est supérieure à l'énergie externe en équivalent biomasse. Sources :cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b)	114
Figure 3.8 : Efficacité de conversion énergétique de l'énergie primaire de biomasse à l'énergie mécanique finale de travail en passant a. par les animaux de travail et b. par les machines. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).....	116
Figure 3.9 : Énergie investie de source externe (bas de la figure) et son équivalent biomasse (haut de la figure) comparés à l'alimentation du bétail pour la viande, lait et œufs et l'autoconsommation d'énergie (haut de la figure) de l'agriculture en France entre 1882 et 2013. Le panel de droite montre la décomposition en 2013 de l'alimentation du bétail et la répartition de l'énergie investie de source externe entre énergie mécanique, chaleur et énergie associée aux engrais. Source : adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).	120
Figure 3.10 : Le contenu énergétique des résidus de culture (pailles de céréales et autres cultures) et des excréments animaux sur la période 2000 à 2013 (dans le panel de gauche) comparé à la récupération actuelle d'énergie de ces ressources et aux deux variantes de taux valorisation (dans le panel de droite). Les barres d'incertitude indiquent l'incertitude dans le calcul des excréments animaux. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).....	122
Figure 3.11: Surplus agricole (produits végétaux et animaux) et énergie investie externe en termes d'équivalent biomasse par source dans les quatre scénarios de neutralité énergétique comparé avec la situation d'aujourd'hui. Le surplus agricole est divisé par la ligne rouge pointillée qui sépare la consommation nationale située en dessous et les productions agricoles destinés à l'exportation et autres usages situés au-dessus. L'EROI équivalent biomasse est indiqué pour chacun des scénarios au bas de la figure. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b)	128
Figure 4.1: Schéma de modélisation du bilan d'azote de l'agriculture. Les surfaces sont divisées en deux catégories avec la surface fixatrice et la surface de grandes cultures. Les entrées du système sont la somme du dépôt atmosphérique (N_{atm}), de la fixation biologique d'azote (BNF), des engrais industriels (N_{ind}) et de l'importation nette d'aliments du bétail ($N_{AA_{net_imp}}$). Le rendement alimentaire est égal à la production primaire extraite des deux catégories de surface plus la production animale moins	

l'alimentation du bétail, le tout divisé par la SAU. Les sorties du système sont le rendement alimentaire et les pertes d'azote. Source : cette étude.....	138
Figure 4.2 : Évolution de la surface agricole mondiale totale entre 1961 et 2013, décomposée en surface fixatrice et en surface de grandes cultures et exprimée en milliards d'hectares sur l'axe de gauche. Le rapport de surface (rapport entre la surface fixatrice et la surface totale) est indiqué sur l'axe de droite. Source:(FAOSTAT, 2018).	143
Figure 4.3 : Évolution de la consommation d'engrais industriels (N_{ind}) par l'agriculture à l'échelle mondiale (axe de gauche) et taux de croissance annuel entre 1961 et 2013 (axe de droite). Source :(FAOSTAT, 2018)	146
Figure 4.4 : Évolution historique entre 1961 et 2013 de la moyenne mondiale de la part de grain-fourrage en % (en bleu sur l'axe de gauche) et la quantité totale absolue de grain-fourrage en Tg N (en rouge sur l'axe de droite). Sources : voir méthodologie de calcul dans le texte, (FAOSTAT, 2018).....	150
Figure 4.5 : La frontière de productivité de l'agriculture, c'est-à-dire le rendement alimentaire maximal, en fonction de l'autosuffisance en N sur l'ensemble des rapports de surface possibles (le rapport entre la surface fixatrice et la SAU, indiquée sur la graduation de la courbe frontière) et du taux de recyclage des effluents d'élevage (β). La frontière est construite pour zéro grain-fourrage et donc c'est le rapport de surface qui impose un plafond au rendement alimentaire et un plancher à la part de la production animale (indiquée par le code couleur). Source : voir détails de modélisation dans le texte, les variables utilisées dans la courbe frontière sont indiquées dans la dernière colonne du Tableau 4.1.....	153
Figure 4.6 : Rendement alimentaire, pertes et entrées (exprimée en $kgN\ ha^{-1}$) par source, sur la frontière de productivité en fonction de l'autosuffisance en azote. L'autosuffisance en azote est calibrée dans cette figure pour un taux de recyclage des effluents d'élevage égal à 0.7. Source : voir détails du modèle dans le texte.	154
Figure 4.7 : La frontière de productivité de l'agriculture avec le positionnement des régions du monde. Les régions du monde sont projetées sur la frontière de productivité pour un taux de recyclage des effluents d'élevage (β) égal à 0,7. Les régions du monde sont indiquées à la fois en termes de rendement alimentaire apparent (cercles) et corrigé des échanges internationaux des aliments du bétail (marques croisées). Les régions exportatrices nettes d'aliments du bétail sont marquées d'un astérisque. Les lignes vertes mettent en évidence les écarts de rendement alimentaire spécifiques à une région en intégrant l'élimination des écarts de rendement des cultures. Les écarts de rendement alimentaire peuvent être réduits en combinant la réduction des écarts de rendement des cultures et la part de grain-fourrage pour l'élevage. Sources : voir détails de modélisation dans le texte, (FAOSTAT, 2018), voir liste des pays par région dans le Tableau A4.1 en annexe.....	157
Figure 4.8 : a. Distribution de l'approvisionnement alimentaire dans la population mondiale en 1961 et 2013 b. Approvisionnement alimentaire par pays en 2013. Les pays sont regroupés en trois catégories	

selon la classification de la Banque mondiale en fonction de leurs revenus. La plage d'apports recommandés de protéines (représentée entre les lignes pointillées) est calculée en considérant un apport de protéine quotidien de 1 g kg^{-1} de poids de la personne (0.83g étant le niveau de sécurité recommandé de consommation pour un adulte homme et femme et nous avons supposé un poids moyen d'un être humain entre 50 et 70kg). Source :(FAOSTAT, 2018). 164

Figure 4.9 : a. Rendement alimentaire, pertes d'azote et autosuffisance en azote (code couleur) de l'agriculture à l'échelle mondiale en fonction de la part de grain-fourrage dans les cinq limites (L1, L2, L3, L4a, L4b). La trajectoire historique mondiale depuis 1961 jusqu'à 2013 et le cas hypothétique de l'agriculture actuelle sans engrais industriels sont donnés à titre de comparaison. La trajectoire historique tient compte de l'augmentation de l'approvisionnement alimentaire par habitant au cours du temps, ce qui conduit à une graduation irrégulière dans l'axe de la population (figure encadrée à l'intérieure de 3a). Toutes les limites incluent des ajustements internes de surfaces (ΔS) de 100 Mha en faveur de la surface de grandes cultures pour les limites à base de N_{ind} (L1, L2, L3) et en faveur de la surface fixatrice pour les limites biologiques (L4a, L4b). Chaque niveau de rendement alimentaire (sur l'axe de gauche) est relié à un niveau de population mondiale supportable (sur l'axe de droite) en considérant l'approvisionnement alimentaire actuel par habitant. Les limites de production alimentaire mondiale mettent en perspective les populations maximums supportables avec les projections démographiques des Nations Unies pour 2050 et 2100 (variante basse, moyenne et haute). Les variables de changement sont indiquées sur les flèches qui relient le régime actuel à chaque limite (Tableau 4.4). La limite planétaire en N correspond à la plage de valeurs admissible des pertes d'azote provenant de l'agriculture pour rester dans la limite soutenable en azote selon Bodirsky et al., (2014) et de Vries et al.(2013) b. NUE_{tot} pour la trajectoire mondiale depuis 1961 et NUE_{tot} dans les limites en fonction de la part de grain-fourrage. Source : voir détails dans le texte. 167

Figure 4.10 : Entrées d'azote par type de source entre 1961 et 2013 et dans les cinq limites de production alimentaire avec la part de grain-fourrage égale à 0.46 (valeur actuelle). L'impact de la part de grain-fourrage sur N_{ind} est indiqué par la barre verticale avec les cas de parts égales à 0 et 0.7. Source :(FAOSTAT, 2018) pour l'historique, cette étude pour les limites. 170

Figure 4.11 : Part de la production animale dans le rendement alimentaire (axe de gauche) et dans l'approvisionnement alimentaire (axe de droite) en 1961, 2013 et dans les cinq limites de production alimentaire (L1, L2, L3, L4a, L4b) avec la part de grain-fourrage égale à 0.46 (valeur actuelle), 0 et 0.70. Sources : voir détails de modélisation dans le texte et (FAOSTAT, 2018). 172

Figure 4.12 : NUE_{tot} en fonction de $NUE_{cultures}$, du taux de recyclage des effluents d'élevage (β) et de la part de grain-fourrage. a. NUE_{tot} en fonction de $NUE_{cultures}$ avec β constant égal à 0.24 qui est la valeur actuelle (L1, L2) b. NUE_{tot} en fonction de β avec $NUE_{cultures}$ constante égale à 0.70 (L2, L3). Dans les

deux figures a et b, NUE_{tot} est calculée avec la part de grain-fourrage égale à 0.46 (valeur actuelle), 0 et 0.70. Source : cette étude.....	174
Figure 4.13 : Taux de croissance annuels moyens ($\% \cdot an^{-1}$) requis des variables structurantes de l'agriculture pour atteindre des objectifs de production alimentaire maximale et de soutenabilité en N d'ici 2050 avec la part actuelle de grain-fourrage (L3 et L4b). Les taux sont calculés avec 2013 comme l'année de référence. Les taux de croissance requis sont comparés à une sélection de données historiques disponibles aux échelles nationales et mondiales au cours des dernières décennies. Les taux à l'échelle nationale sont calculés entre 1961-2017 pour $NUE_{cultures}$, 1980-2000 pour le taux de recyclage des effluents d'élevage (β) et au lendemain de la Seconde Guerre mondiale pour r_{BNF} fixatrice . La zone grise indique des taux de croissance négatifs. Sources : le calcul des taux de croissance est détaillé dans le Tableau A4.3 en annexe.	177

Liste des Cartes

Carte 1.1 : Effectif des animaux sur pied exprimé en UGB et réparti entre ruminants et monogastriques et la part des prairies dans la SAU (%) par régions en 2013. Source : cette étude, (Agreste, 2019).....	43
Carte 1.2 : Effectif des animaux sur pied exprimé en UGB et réparti entre ruminants et monogastriques et la part des prairies dans la SAU (%) par régions en 1892. Source : cette étude, (Ministère de l'Agriculture, 1898).....	43
Carte 3.1 : Potentiel énergétique totale des résidus agricoles par région exprimée en PJ pour l'année 2013. Les résidus de culture comprennent paille de céréales et autres résidus. Sources : cette étude, (Agreste, 2019).....	124
Carte 3.2 : Calcul à l'échelle régionale en 2013 de la valorisation énergétique des résidus agricoles (variante élevée), de l'énergie investie en termes d'équivalent biomasse et de la différence. La différence représente le déficit ou le surplus théorique dans le cadre de la neutralité énergétique à une échelle régionale. Sources : voir détails dans le texte, (Agreste, 2019).....	130
Carte 4.1 : Rapport de surface (rapport entre surface fixatrice et surface totale) dans chaque région du monde en 2013. Sources: (FAOSTAT, 2018), voir liste des pays par région dans le Tableau A4.1 en annexe.....	144
Carte 4.2 : Estimation de la part de grain-fourrage par région du monde en 2013. Sources: voir méthodologie de calcul dans le texte, (FAOSTAT, 2018), voir la liste des pays par région dans le Tableau A4.1 en annexe.....	151
Carte 4.3 : Rendements alimentaires par région du monde exprimé en $kgN \cdot ha^{-1}$ avec le rendement apparent et le rendement corrigé des échanges d'aliments du bétail pour l'année 2013 comparés au rendement maximum atteignable en réduisant complètement l'écart de rendement des cultures	

spécifique à la région et en diminuant la part de grain-fourrage à zéro. Sources : voir détails dans le texte, (FAOSTAT, 2018).....	158
Carte 4.4 : Augmentation prévue entre 2017 et 2050 du nombre de personnes par surface de grandes cultures et par région du monde (exprimé en personnes·ha ⁻¹). L'estimation des populations pour l'année 2050 correspond à la variante moyenne des prévisions démographiques par région du monde des Nations Unies. L'Afrique centrale indique une valeur de 9 personnes en plus par ha (augmentation de 135%) d'ici 2050. Les valeurs négatives pour l'Europe de l'Est et le Sud de l'Europe indiquent une baisse de la population prévue. Sources : (FAOSTAT, 2018; United Nations et al., 2019a).	178

Liste de symboles d'unités, abréviations et sigles

Les unités

kcal	kilocalories
GJ	gigajoule
PJ	pétajoule
Mha	millions d'hectares
Mt	millions de tonnes
Tg N	millions de tonnes d'azote

Les abréviations

AA	Alimentation du bétail
AA _{imp}	Alimentation du bétail nette importée
AE	Autoconsommation d'énergie
BNF	Fixation biologique d'azote
ECE	Efficacité de conversion énergétique du fourrage en production animale
EI	Energie totale investie
EI _{biomasse}	Energie investie en termes d'équivalent biomasse
EROI	Retour sur investissement énergétique
FP	Facteur de productivité
IR	Indice de récolte
N	Azote
N _{atm}	Dépôt atmosphérique d'azote
N _{ind}	Engrais industriels azotés
N _{tot}	Entrée totale d'azote
MS	Matière sèche
MB	Matière brute
NUE _{tot}	Efficacité totale d'utilisation de l'azote
NUE _{cultures}	Efficacité d'utilisation de l'azote au niveau des cultures arables
NCE	Efficacité de conversion azote du fourrage en production animale
NPP	Production primaire nette exprimée en énergie brute
NPP _e	Production primaire nette extraite exprimée en énergie
NP et N _{NP}	Production nette agricole exprimée en énergie et en azote
NPP _r	Production primaire nette résiduelle exprimée en énergie
Rapport de surface	Rapport entre la surface fixatrice d'azote et la surface agricole totale
$r_{BNF}^{fixatrice}$	Taux de fixation de BNF dans les surfaces fixatrices
$r_{BNF}^{grandescultures}$	Taux de fixation de BNF dans les surfaces de grandes cultures
SAU	Surface Agricole Utilisée
UGB	Unité-gros-bétail
β	taux de recyclage des effluents d'élevage

Les sigles

AGRESTE	Base de données statistiques du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FAOSTAT	Base de données des statistiques internationales de la FAO
INSEE	Institut national de la statistique et des études économiques
ONU	Organisation des Nations Unies
SAA	Statistique agricole annuelle

Introduction générale

Entre le début des années 1950 et aujourd'hui, le monde a été témoin d'une augmentation spectaculaire de la production alimentaire assurant un triplement de la population mondiale pour seulement 10 % d'augmentation de la surface agricole totale (FAOSTAT, 2018) sur la même période. Ces changements soulignent les gains de productivité agricole par unité de surface qui ont été rendus possibles grâce à une utilisation accrue d'engrais industriels et de machines, associée à une augmentation de la consommation d'eau et de pesticides, à l'amélioration de pratiques agricoles et à la sélection culturale (Mueller et al., 2012; Postel, 1998; Smil, 1999a; Tilman et al., 2002; Vitousek et Howarth, 1991), le tout se traduisant par un investissement important d'énergies fossiles dans l'agriculture (Smil, 2000; Woods et al., 2010). Cependant, ce changement opéré par l'agriculture, qui permet en 2019 de nourrir une population de 7.7 milliards de personnes, dont 820 millions de personnes restent sous-alimentées (FAO, 2019), ne s'est pas fait sans coût environnemental. En effet, l'utilisation des ressources de la Terre par l'agriculture est telle qu'elle porte atteinte à la capacité de nombreux écosystèmes à fournir des services vitaux pour la biodiversité et l'humanité (MEA, 2005). L'intensification de l'agriculture a engendré des impacts négatifs conséquents sur l'environnement en termes d'émissions de gaz à effet de serre, de pertes de biodiversité, de pollution de l'air, des sols et des eaux de surface et souterraines et de la perturbation des grands cycles biogéochimiques (Foley, 2005; Sutton et al., 2011; Tilman et al., 2001; Vermeulen et al., 2012).

Alors que l'augmentation de la production agricole a été favorisée par les engrais industriels azotés, son utilisation à grande échelle a fait de l'agriculture la principale cause de perturbation du cycle biogéochimique de l'azote (Erisman et al., 2013; Vitousek et al., 1997). En effet, l'azote, qui est la base de protéines dans l'alimentation, est le principal élément nutritif limitant de la production végétale et aussi une source de pollution majeure lorsqu'il s'échappe sous forme fixée dans l'environnement. Les pertes d'azote engendrent une série d'impacts environnementaux comme la dégradation de la qualité des eaux, l'eutrophisation, le changement climatique et la pollution atmosphérique avec des effets négatifs sur la santé humaine, la biodiversité et les écosystèmes (Galloway et al., 2014, 2008; Sutton et al., 2013; Vitousek et al., 1997). La perturbation du cycle biogéochimique de l'azote est si grave qu'elle est considérée, avec celle du cycle du phosphore, comme la limite planétaire la plus franchie

(Steffen et al., 2015). Le concept de limites planétaires avec celui de l'espace de fonctionnement soutenable, définis en 2009 par les chercheurs du Centre de Résilience de Stockholm (Rockström et al., 2009), considèrent que si les activités humaines restent à l'intérieur de limites biophysiques, le monde est dans un espace soutenable. En revanche, si elles les dépassent, le monde franchi des limites de soutenabilité. L'espace de développement soutenable a été défini à l'aide de neuf limites biophysiques planétaires¹ dont quatre sont estimées franchies. Les trois autres limites franchies sont celles associées au changement climatique, la perte de biodiversité, et la dégradation des sols. La limite associée à la perturbation du cycle biogéochimique de l'azote correspond en pratique à des seuils critiques de pollution à ne pas dépasser dans l'air, l'eau et l'atmosphère (de Vries et al., 2011) et a été utilisée pour estimer une plage de pertes admissibles d'azote provenant de l'agriculture (Bodirsky et al., 2014). Historiquement, la production agricole mondiale et la pollution en azote étaient limitées par les taux de fixation relativement faibles des processus naturels jusqu'à la maîtrise de la production d'engrais azotés industriels fabriqués à l'aide d'énergies fossiles au début du XXe siècle (Smil, 2001). Grâce à l'invention majeure du procédé Haber-Bosch, les engrais industriels azotés ont permis une augmentation spectaculaire de la productivité agricole, mais avec en contrepartie une augmentation aussi forte malheureusement des pertes d'azote. En effet, l'utilisation des engrais industriels dans l'agriculture a décuplé depuis 1961 pour atteindre plus de 109 TgN en 2017 (FAOSTAT, 2018), au point que les entrées d'azote industriel dépassent aujourd'hui largement les entrées organiques associées au dépôt atmosphérique d'azote et la fixation biologique d'azote (Erisman et al., 2008; Galloway et al., 1995; Vitousek et al., 1997). Ce bouleversement a entraîné une forte déconnection entre la production agricole et son autosuffisance en azote. Il est estimé que les engrais azotés industriels ont permis de soutenir le doublement net de la population humaine mondiale entre 1960 et 2000 (Smil, 2002). Au cours des dernières décennies, nombreuses recherches en agriculture ont permis d'élaborer les bases de la compréhension des bilans mondiaux (Galloway et al., 2003; Smil, 1999a) et régionaux de l'azote (Billen et al., 2013; Bouwman et al., 2013; Sutton et al., 2011). Ces avancées scientifiques ont permis de mieux quantifier les impacts des régimes alimentaires, des pratiques

¹ Les neuf limites sont construites autour des flux des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, le changement climatique, l'épuisement de l'ozone, le chargement de l'atmosphère en aérosols, l'acidification des océans, l'utilisation d'eau douce, l'usage des sols, la biodiversité, la pollution chimique.

de production et du commerce des aliments du bétail, sur la production alimentaire et sur le cycle de l'azote (Bodirsky et al., 2014; de Vries et al., 2013; Galloway et al., 2004; Lassaletta et al., 2016; Smil, 2002). Ces recherches ont également identifié plusieurs leviers pour réduire les pollutions en azote de l'agriculture. Le premier levier d'action s'appuie sur l'optimisation de la fertilisation azotée qui nécessite une amélioration des pratiques culturales (Billen et al., 2011; Robertson et Vitousek, 2009). Les autres leviers identifiés portent d'une part sur l'optimisation des rations animales et la gestion des effluents d'élevage (Peyraud et al., 2012) et d'autre part sur la reconnexion des systèmes d'élevage et de cultures (Garnier et al., 2016). Cependant à l'échelle mondiale, les efforts de changements de pratiques agricoles ne sont pas suffisants pour inverser la tendance actuelle d'augmentation, année après année, des pertes d'azote depuis les années 1960. Seuls 40 à 45% des engrais industriels azotés épandus aux surfaces de terres arables, sont effectivement utilisés par les cultures agricoles (Lassaletta et al., 2014a; Zhang et al., 2015) et les autres 55-60% sont perdus dans l'environnement. Pourtant le modèle prédominant de l'agriculture pour soutenir l'augmentation de la population continue aujourd'hui à s'appuyer sur l'utilisation généralisée d'engrais industriels.

Le modèle de l'agriculture intensive des pays industrialisés, aujourd'hui, s'appuie en effet sur l'utilisation d'engrais industriels, de pesticides et une mécanisation poussée des exploitations agricoles qui dépendent des combustibles fossiles (FAO, 2011; Pelletier et al., 2011). Dès la fin des années 1960, *Odum* (1967) était parmi les premiers scientifiques à proposer une comparaison entre systèmes agricoles primitifs et systèmes agricoles modernes dans le monde, à l'aide d'une analyse des bilans des flux énergétiques. Cette analyse a permis de souligner le rôle des combustibles fossiles dans l'agriculture moderne, et de repositionner l'agriculture comme un système à la fois producteur et consommateur d'énergie. Ainsi, Odum met en garde et alerte le monde politique contre la trajectoire de modernisation du système agricole en Amérique du Nord vis-à-vis de sa dépendance croissante aux énergies fossiles. Ensuite, l'envolée des prix du pétrole suite à l'embargo de 1973² va traduire la dépendance structurelle aux énergies fossiles par une augmentation des coûts de production des produits alimentaires. L'année 1973 coïncide également avec l'année du célèbre article intitulé *Food*

² L'indice de prix des denrées alimentaires aux États-Unis augmente de plus de 34% entre 1972 et 1973 (Committee on Ways and Means, 1974) et l'indice des prix des engrais artificiels en Europe augmente de 40 à 100% durant cette crise (Louwes and de Marcillac, 1976)

production and energy crisis de Pimentel et al. (1973) qui analyse les coûts énergétiques de la culture du maïs aux États-Unis entre 1945 et 1970. Depuis cette date, nombreux ouvrages des Pimentel (Pimentel et Pimentel, 2008) et d'autres chercheurs comme Leach (1975), Stanhill (1984) et Stout (1990) ont permis de mieux quantifier les consommations d'énergie dans les systèmes de production agricole.

Dans ce contexte où le modèle d'agriculture des pays les plus productifs est dépendant d'énergies fossiles et de la mise en évidence des limites planétaires dont certaines sont franchies, la population humaine mondiale continue à croître. Nombreuses études prospectives ont été construites ces vingt dernières années sur la capacité de l'agriculture à nourrir les projections démographiques des Nations Unies aux horizons 2030 et 2050 (Erb et al., 2009; FAO, 2018a; Le Mouél et al., 2018; Searchinger et al., 2019). Ces études se différencient essentiellement par leurs hypothèses de potentielles d'expansion de surfaces arables, des prévisions d'augmentation de rendement agricole, de réduction des pertes dans les chaînes agro-alimentaires ou d'évolution du régime alimentaire. En revanche, très peu d'études analysent les projections démographiques en les croisant avec la disponibilité des ressources. La problématique d'intégrer les critères environnementaux dans les prospectives de l'agriculture (Billen et al., 2015; Foley et al., 2011, 2011; Godfray et al., 2010; Willett et al., 2019) est récente et ne commence à se préciser que depuis les années 2010. Certaines analyses ont permis de mieux comprendre les liens entre les systèmes de production agricole et des critères de soutenabilité (Billen et al., 2015; Erb et al., 2016; Foley et al., 2011; Muller et al., 2017; Springmann et al., 2018). La plupart de ces analyses prospectives de l'agriculture considèrent les prévisions démographiques de la population mondiale comme une variable exogène de la modélisation à un horizon donné. En effet, un autre pan de la recherche scientifique s'intéresse à la capacité nourricière atteignable de l'agriculture sur Terre. La question, du nombre de personnes que l'agriculture peut nourrir, a traversé les siècles et continuera à être étudiée au fur et à mesure que la société enrichit ses connaissances sur les relations complexes entre production, environnement et choix sociotechniques (Smil, 1994). Cette question abordée à l'échelle mondiale renvoie à la notion de limite de la capacité de charge (en anglais human carrying capacity) de la Terre soulevée par Cohen (1995), et est aussi centrale chez Malthus (1966) en 1798 ainsi que dans l'ouvrage majeur *The Limits to Growth* (Meadows et al., 2009)

du club de Rome en 1972. C'est une question délicate parce que la sécurité alimentaire³ fait partie des enjeux majeurs auxquels l'humanité est confrontée et qu'elle sous-tend directement les limites absolues de la taille de la population mondiale (Smil, 1994). Plusieurs chercheurs (UNEP, 2012) ont étudié la question à travers différentes approches de modélisation considérant différentes contraintes et il n'y a pas de consensus ni de réponse unique.

D'après les dernières projections démographiques des Nations Unies, la population humaine attendue est de 9.7 milliards en 2050 et 10.9 milliards en 2100 (variante moyenne - en anglais *medium variant*) avec une fourchette pour 2100 allant de 7.3 milliards (variante basse) à 15.6 milliards (variante haute) (United Nations et al., 2019a). À l'horizon de 2050, les prévisions indiquent aussi une population urbaine qui représenterait plus de 70% de la population totale contre 52% aujourd'hui (United Nations et al., 2019b). L'essor urbain est l'une des externalités positives d'ampleur de l'agriculture. Associée à une élévation de revenus, l'urbanisation risque d'engendrer des changements de régime alimentaire vers une plus grande consommation de produits animaux, à un rythme qui dépasse les perspectives de croissance démographique (Godfray et al., 2010). Ainsi la production agricole végétale devra croître plus vite que la démographie humaine, démultipliant ainsi les impacts par unité de consommation alimentaire.

Face à ce constat, l'agriculture doit parvenir à opérer de nouvelles transformations dans les années à venir pour réduire les impacts sur la Planète et nourrir une population mondiale croissante. Certes, les projections des taux de croissance de la population mondiale sont plus faibles que ceux des dernières décennies, mais le défi reste de taille. Il s'inscrit dans un futur dans lequel deux contraintes nouvelles impacteront la capacité de production de l'agriculture. D'une part, le changement climatique risque de réduire les capacités biophysiques de production végétale (Rosenzweig et al., 2014) et donc réduire les rendements agricoles dans certaines régions arides du monde et exacerber la dégradation des terres agricoles. D'autre part, tous les systèmes productifs de la société y compris l'agriculture doivent réduire le plus rapidement possible leurs émissions de gaz à effet de serre afin de contenir le réchauffement climatique sous les 2°C voire 1.5°C (IPCC, 2019). Cette seconde contrainte implique

³ La définition moderne de la sécurité alimentaire est adoptée en 1996 lors de la Conférence mondiale de l'alimentation (FAO, 1996). La sécurité alimentaire est considérée atteinte lorsque « tous les êtres humains ont à tout moment un accès physique et économique à une alimentation suffisante, saine et nutritive leur permettant de satisfaire leurs besoins et préférences alimentaires pour mener une vie active et saine ».

vraisemblablement une charge pour l'agriculture de réduire sa consommation d'énergies fossiles ainsi que d'aider d'autres secteurs de le faire, possiblement en allouant une plus grande partie de la biomasse produite à la production d'énergie. En effet, une majorité des scénarios proposés dans le cadre de la transition énergétique identifie la voie des biocarburants comme énergie de substitution des énergies fossiles pour réduire les émissions de gaz à effet de serre de l'économie mondiale. La transition énergétique est d'autant plus complexe que la part d'énergies fossiles dans l'énergie primaire consommée dans le monde est aujourd'hui de 80% (IEA, 2019) et cette part n'a presque pas changé depuis 1992, date de la Conférence de Rio qui a marqué le début du programme de lutte contre le changement climatique.

À partir de ces enjeux identifiés, notre problématique émerge autour de quatre principales questions de recherche : de quelles ressources dépend fondamentalement la production agricole ? combien pollue-t-elle ? quels sont les déterminants principaux du métabolisme agricole ? quelle est la capacité nourricière de l'agriculture en fonction de son métabolisme et comment ce dernier peut-il être modélisé ?

Afin d'examiner ces questions, nous postulons que la capacité nourricière de l'agriculture et son impact sur la biosphère dépendent de son métabolisme, notamment énergétique et azote. Nous approchons le métabolisme de l'agriculture par l'analyse des flux d'énergie et d'azote mobilisés et transformés dans le fonctionnement du système et dans la production de la biomasse de consommation. L'analyse par l'énergie et l'azote offre un cadre analytique permettant, d'une part, de positionner l'agriculture dans les enjeux de la transition énergétique et, d'autre part, quantifier conjointement à la capacité à nourrir, l'impact de l'alimentation sur la biogéochimie planétaire de l'azote. L'organisation du métabolisme agricole dépend des contraintes biophysiques et change au cours du temps en fonction des transformations sociotechniques qui impactent le mode de fonctionnement du système.

Positionnement scientifique

Certaines des questions de notre problématique peuvent être étudiées individuellement, mais notre ambition est de les examiner conjointement dans une réflexion géographique intégrant la dimension pluridisciplinaire qui est propre à l'agriculture. Historiquement, l'agriculture était une composante dominante des travaux de la géographie rurale en France. Mais à partir des années 1960 et jusque dans les années 1990, qui correspond à la période d'industrialisation de l'agriculture en France, la géographie rurale s'est un peu retirée comme

discipline et le sujet est devenu propre aux agronomes, économistes et historiens (Duby et Wallon, 1976; Mazoyer et Roudart, 2002). En revanche, la géographie rurale s'est concentrée comme le précise *Plet* (2003) sur les aspects non-agricoles de la société, de la vie dans les campagnes, avec des recherches privilégiant les dimensions sociologiques ou économiques. Depuis la fin des années 1990, les thématiques environnementales et territoriales associées aux questions d'organisation de l'espace réapparaissent dans les travaux de géographie rurale (Rieutort, 2009) et invitent à reconsidérer la place de l'agriculture en coordination avec les agronomes, écologues, biogéochimistes et sociologues comme l'attestent la création de plusieurs laboratoires ou partenariats interdisciplinaires ces vingt dernières années (Bonnamour, 1997; Mathieu, 2012) dont le Laboratoire Interdisciplinaire des Énergies de Demain à l'Université Paris Diderot dans lequel ces travaux de thèse ont été conduits.

Le fondement de l'agriculture repose d'une part sur la capacité unique des plantes à produire de la biomasse végétale à partir de l'énergie solaire grâce à la photosynthèse et d'autre part, sur la capacité des animaux à transformer la biomasse végétale en travail et en produits alimentaires de haute qualité nutritionnelle. Construite autour de ces deux capacités, l'agriculture est une activité humaine qui a pour objectif principal de produire des protéines et des calories pour nourrir la population humaine (et produire des fibres textiles dans une moindre mesure). Cependant, le système agricole, contrairement aux écosystèmes naturels (Odum et Barrett, 2005), implique un contrôle humain du fonctionnement biologique des organismes. Les systèmes agricoles n'ont cessé de se transformer au cours du temps et recouvrent une très grande diversité de pratiques et variété de productivités agricoles. Toutefois, tous les systèmes agricoles ont comme point commun, la mise en œuvre par les agriculteurs, de différentes techniques qui ont pour objectifs d'optimiser selon les priorités les facteurs et conditions de développement des cultures agricoles. Les pratiques agricoles se traduisent par un travail des sols et un apport de nutriments et d'eau dans le but de favoriser le processus de photosynthèse. Ainsi, l'agriculture implique une consommation d'énergie et de matière que ce soit directement au niveau de la ferme agricole par le travail des agriculteurs, les moyens de traction et les équipements autres des fermes ou indirectement par des importations d'engrais, de pesticides et de fourrages. L'ensemble des flux d'énergie et de matière dans le système agricole ainsi que ses échanges avec l'environnement biophysique, définissent le métabolisme agricole, qui est une notion empruntée du concept de métabolisme social.

Le terme de métabolisme appliqué à la société humaine ou à un système sociotechnique provient initialement de l'analogie avec le métabolisme des organismes vivants, qui est défini comme le processus physiologique qui contrôle les flux d'énergie et le cycle des matières dans ces organismes. Comme retracée par *Fischer-Kowalski et Hüttler* (1998), cette analogie, est d'abord employée par Marx et Engels, dans les années 1870 pour analyser les échanges entre la société et son environnement. Cette notion a ensuite été reprise à la fin des années 1970, d'une part par d'éminents écologues tels que *Odum* (1975) et *Duvigneaud* (1974) qui seront les pionniers de l'écologie urbaine et d'autre part par des économistes tels que *Ayres* (1978) dont les travaux donneront naissance à l'écologie industrielle (*Erkman*, 1997; *Frosch et Gallopoulos*, 1989). Alors que les recherches en écologie urbaine se concentrent sur l'étude des relations entre l'écosystème naturel et le système urbain, l'écologie industrielle propose des outils d'analyses opérationnels pour transformer des systèmes industriels et les rendre plus compatibles avec les écosystèmes naturels. Depuis le début des années 2000, grâce aux travaux des équipes françaises et notamment *Barles* (2010, 2014) et d'autres chercheurs associés (*Kim*, 2013; *Madelrieux et al.*, 2017), le concept d'écologie territoriale a enrichi ce champ de recherche en associant une profondeur spatiale au concept de métabolisme et en privilégiant une entrée par le territoire et le système d'acteurs en jeu qui permet de caractériser les multiples interactions entre sociétés et biosphère.

L'intérêt majeur de mobiliser le cadre théorique de métabolisme social pour l'analyse de l'agriculture est que le métabolisme agricole reflète le régime socio-écologique (*Barles*, 2018) de même qu'il en est le socle et donc constitue une riche porte d'entrée dans l'analyse des transitions. En effet, l'analyse des transitions des régimes socio-écologiques est un champ interdisciplinaire qui a émergé au cours de ces trente dernières années. Ce champ de recherche s'est renforcé récemment avec les travaux de chercheurs de l'Institut de l'écologie social à Vienne (*Fischer-Kowalski et Haberl*, 2007; *Krausmann et al.*, 2008a). Plusieurs cadres et outils d'analyse de flux de matière et d'énergie (*Barles* 2014 ; *Gingrich et Krausmann* 2018) ont été construits pour caractériser les trajectoires socio-écologiques des métabolismes appliquées à l'échelle des villes (*Barles*, 2015; *Bognon*, 2014; *Bognon et al.*, 2018; *Kim et Barles*, 2012), des régions (*Barles*, 2009, 2008; *Herbelin*, 2018) et des pays (*Krausmann et al.*, 2008b). Ces analyses ont permis de décrire l'impact des limites biophysiques et des transformations techniques sur les modes de production de systèmes humains en caractérisant les ressources utilisées, le type d'énergie mobilisée, les flux de matières et l'occupation des sols (*Krausmann*

et al., 2008a). Certains travaux (*Barles, 2007* ou plus récemment *Esculier, 2018*) s'appuient sur l'analyse des flux d'azote pour décrire les transitions du métabolisme urbain dans la longue durée.

Plusieurs analyses de transitions socio-écologiques ont été appliquées au cas des transformations agricoles sur des perspectives de longue durée aussi bien à des échelles régionales (*Galán et al., 2016; Gingrich et al., 2018a, 2018b; Parcerisas et Dupras, 2018; Tello et al., 2016*) que nationales (*Gingrich et Krausmann, 2018; Soto et al., 2016; Urrego-Mesa et al., 2018*). Plusieurs de ces études mobilisent des indicateurs de changement d'usage des sols, ou des indicateurs de biomasse tel que l'appropriation humaine de la production primaire nette (en anglais *Human appropriation of Net Primary Production*) ou des indicateurs énergétiques pour comparer les systèmes agricoles préindustriels et actuels. Néanmoins, les transitions entre l'utilisation d'énergies des sources internes et externes, leurs déterminants et leurs implications sur la capacité nourricière n'ont guère fait l'objet d'analyses approfondies par une approche système. Les indicateurs énergétiques communs à ces analyses sont dérivés du retour sur investissement énergétique (EROI de l'anglais *Energy Return On Energy Invested*) qui est utilisé dans la caractérisation des systèmes énergétiques. L'EROI a été inventé par l'écologue et économiste *Hall (1972)*. L'EROI mesure le rapport entre l'énergie extraite sur l'énergie investie d'une source d'énergie. Il permet par exemple de mesurer et comparer la quantité d'énergie nécessaire pour extraire un baril de pétrole entre différents gisements de pétrole. La valeur de cet indicateur dépend beaucoup du choix du périmètre d'étude, comme cela a été démontré pour des systèmes de production énergétiques autres que les systèmes agricoles (*Court et Fizaine, 2017; Murphy et al., 2011a*). La caractérisation de l'agriculture par l'indicateur de l'EROI a suscité de nombreuses recherches depuis la fin des années 1980 (*Cleveland, 1995; Hamilton et al., 2013; Pimentel, 1980*). Les études portent notamment sur des systèmes de cultures et d'élevage isolés ou sur des cultures spécifiquement désignées comme cultures à vocation énergétique.

En revanche, les choix méthodologiques divergeant entre études ne permettent pas toujours d'examiner les transitions de même que très peu, voire aucun de travaux sur les trajectoires socio-écologiques de l'agriculture, ne couplent analyse par les nutriments et analyse énergétique, chacune des problématiques faisant l'objet d'études distinctes (*Garnier et al., 2019; Gingrich et Krausmann, 2018; Guzmán et al., 2018a; Le Noé, 2018*). Nous placerons au centre de notre analyse l'étude des transitions et porterons un regard privilégié sur le couplage entre

azote et énergie en tant qu'indicateurs biophysiques clé des transitions. Il faut évidemment noter que les transitions en agriculture sont des phénomènes multidimensionnels complexes qui ont aussi été étudiés du point de vue des dimensions économiques (Allaire et Daviron, 2017; Kander et Warde, 2011), historiques (Mazoyer et Roudart, 2002; Postel-Vinay, 1998), sociologiques (Alphandéry, 2001; Lobao et Meyer, 2001; Mendras, 1992) et technologiques en agriculture (Grubler, 1998). De manière plus générale, contrairement aux connaissances sur les transitions à l'échelle urbaine (Kim et Barles, 2012; Krausmann, 2013), nationale (Fouquet, 2010; Haberl et al., 2008; Krausmann et al., 2011; Krausmann et Haberl, 2002; Magalhães et al., 2019) et mondiale (O'Connor et Cleveland, 2014; Smil, 2016), nous savons encore très peu sur les transitions énergétiques de l'agriculture, en raison de la quasi-absence de données statistiques sur la consommation d'énergie des systèmes agricoles.

Objectifs de la thèse

Le cheminement de notre recherche s'articule en deux axes de travail complémentaires qui visent, à l'aide d'une approche système, à examiner les impacts des transformations sociotechniques et les contraintes biophysiques sur la capacité nourricière de l'agriculture.

Nous examinerons ces aspects à deux niveaux d'échelles spatio-temporelles qui composent les deux axes de travail de la thèse : d'abord une modélisation en perspective historique de longue durée (1882-2016) à l'échelle de la France, suivi d'une modélisation historique (1961-2013) et prospective à l'échelle du monde.

Le premier axe de travail porte sur la modélisation du métabolisme agricole dans le cadre d'une perspective historique de longue durée et à l'échelle de la France. Notre analyse couplée entre flux d'azote et d'énergie a pour objectif de modéliser l'évolution des relations entre entrées et sorties du métabolisme agricole, afin de caractériser les mécanismes qui relient transformations sociotechniques, capacité nourricière et impacts environnementaux. Nous précisons un périmètre d'étude qui ne soit ni exhaustif parce qu'il serait alors hors de portée du point de vue de l'analyse pour la longue durée et ni réducteur au point d'occulter les transitions. Le rôle prépondérant de l'élevage dans la production agricole est détaillé à l'aide de la modélisation de la conversion du fourrage en production animale. Pour la période moderne, nous mesurons la dépendance du secteur de l'élevage au réseau du commerce des aliments du bétail à l'aide d'indicateurs d'empreinte spatiale. La caractérisation de la trajectoire du métabolisme agricole s'appuie sur des indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote, de retour

sur investissement énergétique, de surplus agricole et d'autosuffisance en azote et en énergie. Ces indicateurs permettent de quantifier l'impact de la mécanisation des moyens de traction, la modernisation des équipements des fermes, l'utilisation des engrais industriels azotés et l'internationalisation du secteur de l'élevage, sur le métabolisme agricole. Nous établissons ainsi un cadre d'analyse qui met en évidence au cours des transitions, la compétition qui s'est opérée entre autosuffisance énergétique et azote et production de surplus agricole ainsi que la manière dont les transformations de l'élevage depuis 50 ans en font aujourd'hui un sous-système en compétition avec l'alimentation humaine. Par ailleurs, nous proposons un nouvel indicateur de caractérisation du métabolisme énergétique de l'agriculture, la neutralité énergétique, qui est indispensable pour positionner l'agriculture dans le cadre de la transition énergétique à venir.

Le deuxième axe du travail s'appuie sur les résultats du premier axe pour construire un cadre de modélisation systémique du métabolisme agricole et de sa capacité nourricière à l'échelle mondiale. Dans le cadre de cette thèse, nous avons dû limiter les travaux de cet axe sur le métabolisme azote, sans donc y intégrer la question énergétique. Le métabolisme azote constitue une première étape sur laquelle pourra venir s'appuyer l'analyse énergétique dans le cadre de travaux ultérieurs. L'objectif de cet axe est donc d'analyser la capacité limite de production, les pertes d'azote et le degré d'autosuffisance de différents régimes de fertilisation dans le cadre de la limite planétaire du cycle biogéochimique de l'azote. Nous construisons un modèle de bilan sur la base de variables structurantes tirées de l'analyse du premier axe et dressons un état des lieux sur leurs variabilités spatio-temporelles ainsi que leurs limites possibles du point de vue biophysique et sociotechnique. Notre objectif est ensuite de calculer les limites de production alimentaire mondiale en poussant les variables structurelles du métabolisme agricole à leurs limites. Ce cadre d'analyse nous permet d'identifier les limites absolues de la capacité nourricière et les pertes d'azote associées et donc de quantifier la population humaine supportable en fonction des régimes possibles de fertilisation de l'agriculture. Ces régimes reflètent des degrés d'autosuffisance en azote qui correspondent à des choix sociétaux de consommation et de pratiques de production. Nous tenons à souligner que ce travail n'est pas une analyse de prévision démographique, mais un calcul théorique des limites de la capacité nourricière à l'échelle mondiale. Contrairement à l'ensemble des modèles prospectifs de l'agriculture à l'échelle mondiale, cités précédemment, qui sont construits sur une logique de production tirée par la demande (en anglais, a demand-driven approach), nous

proposons une approche inverse consistant à examiner les limites de ce qui peut être fourni comme énoncées par la capacité à produire (a production-driven approach). La modélisation intègre les régimes de fertilisation à base d'engrais industriels et ceux d'agriculture biologique dans un même cadre d'analyse. Cette analyse permet de confronter, comme c'est rarement fait, les projections démographiques officielles pour le XXI^e siècle à des contraintes biophysiques planétaires et discuter leurs conditions de réalisation.

Choix des corpus de travail et structure de la thèse

Dans le premier axe de travail (regroupé dans les chapitres 1 à 3), nous choisissons la France comme système agricole témoin de la perspective historique pour trois raisons. La première raison est la richesse exceptionnelle des données historiques disponibles dans des archives et statistiques sur les 130 dernières années (Toutain, 1958). La seconde raison est que l'agriculture française est parmi les plus productives au monde. La France est le premier pays producteur européen de céréales et de viande bovine et le quatrième plus grand exportateur de céréales dans le monde dans les années récentes (FAOSTAT, 2018). La troisième raison est que la période d'analyse englobe les transformations majeures d'industrialisation et de mécanisation de l'agriculture qui sont largement dominantes aujourd'hui dans les pays industrialisés et en forte progression dans le reste du monde. Le système agricole étudié est limité à la production agricole qui comprend à la fois production végétale et production animale sur l'ensemble de la surface agricole utilisée. La transformation agro-alimentaire et la distribution des produits alimentaires sont exclues du périmètre d'étude.

Dans le second axe de travail (le chapitre 4), nous choisissons le monde comme échelle d'analyse pertinente pour examiner les questions des limites de la capacité nourricière et mettre en perspective les pertes d'azote avec la limite planétaire définie pour l'azote. Notre analyse s'appuie sur la base de données statistiques en accès libre de la base de données statistiques agricoles de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) (FAOSTAT, 2018).

La thèse est organisée en quatre chapitres. Le chapitre 1 *Modélisation de la production nette agricole* retrace l'évolution des sorties du métabolisme agricole en modélisant la production agricole en France entre 1882 et aujourd'hui. Il s'agit de présenter le corpus de données statistiques utilisées et les principes de la modélisation de la production nette agricole dans la longue durée. Le chapitre propose également un focus particulier sur le système d'élevage pour

la période récente de 1961 à 2013 afin d'examiner l'évolution de l'alimentation du bétail ainsi que l'éclatement spatial de ce secteur à travers des indicateurs d'empreinte spatiale du secteur d'élevage. Le chapitre 2 *Moyens de production : équipements des fermes et entrées d'azote et d'énergie*, s'intéresse aux moyens de production. Il examine les transformations liées à l'industrialisation et mécanisation de l'agriculture et reconstruit le métabolisme agricole du point de vue des entrées d'azote et d'énergie et les transitions associées. Le chapitre 3 *Caractérisation des transitions agricoles et implications pour la capacité nourricière* analyse les transitions sur la base d'indicateurs de performance de l'agriculture et quantifie l'impact des transitions sur le surplus agricole tant en perspective historique que dans une vision prospective pour la France, vision indispensable dans le cadre de la transition énergétique. Enfin, le chapitre 4 *Capacité nourricière mondiale en fonction du métabolisme azote et rapport aux limites planétaires* décrit une première étape à la généralisation de l'analyse sur la France à l'échelle mondiale mais dans laquelle, comme annoncé précédemment, nous examinons seulement le métabolisme azote sans intégrer la question énergétique. Nous construisons d'abord une frontière de productivité de l'agriculture afin de mettre en perspective les différentes régions du monde en fonction de leurs limites biophysiques et de leurs modes de production. Nous retraçons ensuite la trajectoire mondiale de l'agriculture entre 1961 et 2013 en termes de production, pertes et autosuffisance en azote et construisons cinq limites de production alimentaire mondiale que nous confrontons aux projections démographiques officielles pour le XXI^e siècle et à la limite planétaire du cycle biogéochimique de l'azote.

Chapitre 1 : Modélisation de la production nette agricole

Ce chapitre 1 est écrit à partir de deux articles publiés intitulés *Reconstructing production efficiency, land use and trade for livestock systems in historical perspective. The case of France, 1961–2010* dans *Land Use Policy* le 20 juin 2017 et *Energy, Nitrogen, and Farm Surplus Transitions in Agriculture from Historical Data Modeling. France, 1882–2013* dans *Journal of Industrial Ecology* le 17 avril 2018 (les deux articles sont en Annexe 5).

1.1. Introduction

L'objectif de ce chapitre est de modéliser, dans la longue durée, le potentiel alimentaire humain de la production agricole végétale disponible. En effet, la simple lecture des données nationales de recensements agricoles ne permet pas de connaître la production alimentaire sur une année donnée. C'est pourquoi il est nécessaire d'effectuer un travail de modélisation pour quantifier cette disponibilité de productions agricoles potentiellement alimentaires. Deux raisons majeures conduisent à cette étape de modélisation. La première raison réside dans le fait que le débouché principal des productions végétales des systèmes agricoles est l'alimentation du bétail. Au niveau mondial, l'agriculture nourrit aujourd'hui 7.7 milliards d'êtres humains mais elle nourrit aussi des animaux d'élevage pour l'équivalent de 20 milliards d'humains (Berendes et al., 2018; Smil, 2013). Ainsi, à l'échelle mondiale, l'alimentation du bétail représente, aujourd'hui, plus de 6 milliards de tonnes de matière sèche (MS), soit plus de 60% de la biomasse produite par les systèmes agricoles d'après l'analyse récente basée sur des données de la FAO (Mottet et al., 2017). Dans les systèmes d'élevage, les animaux transforment ces produits végétaux en lait, viandes et œufs, qui sont à leur tour consommés par les êtres humains. Cela implique qu'une fois la consommation animale assurée, la production agricole n'est qu'une fraction de la production végétale totale. Ainsi, analyser le potentiel alimentaire humain de l'agriculture revient à quantifier la *production nette agricole* qui est calculée comme l'ensemble des productions végétales et animales livrées par l'agriculture moins la production végétale consommée par le bétail. La fraction animale de la production nette agricole est destinée à l'alimentation humaine et la fraction végétale est partagée entre production alimentaire et production d'énergie et de fibres. La seconde raison nécessitant le travail de modélisation vient du fait que le système de production agricole d'un pays est intégré au réseau de commerce international d'aliments dans lequel il échange aussi bien des produits finis

destinés à l'alimentation humaine que des ressources fourragères pour l'élevage. En particulier, le secteur de l'élevage repose de plus en plus sur les échanges internationaux d'aliments du bétail et d'animaux vivants et relie ainsi différentes zones géographiques dans le monde (Galloway et al., 2007).

Ce chapitre présente les sources de données statistiques utilisées pour la modélisation de la production végétale et animale de la France entre 1882 et 2013 et le calcul de la production nette agricole sur la période. Le calcul s'appuie sur la modélisation de l'alimentation du bétail et de l'efficacité de conversion du fourrage en produits animaux. Enfin, nous caractérisons plus en détail le secteur de l'élevage sur la période récente 1961 à 2013. Sur cette période, nous mettons en avant les évolutions d'efficacités de conversion et rations alimentaires par catégorie de production animale et les dynamiques temporelles d'échanges de ressources fourragères et d'intégration du secteur à l'échelle internationale, à l'aide de deux indicateurs basés sur l'empreinte spatiale.

1.2. Périmètre d'étude et contexte des données

Le système étudié est la production agricole en France⁴ qui comprend à la fois production végétale et production animale. Le périmètre de ce système inclut l'ensemble de la surface agricole utilisée⁵ (SAU) et inclut toute production à la sortie des exploitations agricoles à l'échelle nationale, ainsi que les importations d'aliments du bétail. La transformation agro-alimentaire et la distribution des produits alimentaires sont exclues du périmètre.

L'étude couvre la période de 1882 à 2013 et la reconstitution de la production agricole nationale est faite à partir de données de productions annuelles extraites des statistiques agricoles anciennes et modernes. Notre étude commence en 1882, qui est l'année renseignée par la quatrième enquête agricole décennale de la France et marque le début d'une période de renseignements agricoles permettant une description cohérente et continue de la production et des moyens de productions jusqu'à aujourd'hui. Les statistiques agricoles annuelles

⁴ La surface du territoire de la France change lorsque les départements de la Moselle, du Bas-Rhin et du Haut-Rhin sont rattachés à la France en 1918. Ainsi dans notre étude, La production agricole de ces départements n'est pas intégrée avant 1918.

⁵ La surface agricole utilisée (SAU) est composée des terres arables (grandes cultures, cultures maraichères, prairies artificielles et jachères), les superficies toujours en herbe (prairies permanentes, alpages, parcours) et les cultures permanentes (vignes, vergers, pépinières).

commencent trois années plus tard en 1885. Les quelques statistiques agricoles antérieures (1840 et 1852) sont partielles et renseignent peu sur la production animale (Béraud et Démotes-Mainard, 1998; Hitier, 1899). Cette date de début permet de reconstruire une base de données cohérente de production et des moyens de productions sur toute la période d'étude jusqu'en 2013⁶.

1.2.1 Contexte des statistiques agricoles

Avant de présenter en détail les sources de données statistiques, il est intéressant de présenter rapidement le contexte des statistiques agricoles en France dans la longue durée. La frise chronologique représentée dans la Figure 1.1 permet de situer les dates importantes et la période d'étude choisies. La France est parmi les rares pays (avec le Royaume-Uni (Toutain, 1971) et les États-Unis) à disposer de données statistiques agricoles sur la longue durée et à l'échelle nationale. Les statistiques agricoles regroupent deux formes de statistiques : les enquêtes décennales et les statistiques annuelles. Après une première tentative non aboutie en 1814, la première grande enquête consacrée à l'agriculture apparaît en 1840⁷. Elle sera suivie de celle de 1852, 1862, 1882⁸ et 1892 qui sera la dernière enquête décennale. Les premières enquêtes avaient pour objectif de définir et mesurer la richesse agricole de la France (Kaya, 2013). Néanmoins, elles se heurtent à une crainte des paysans agricoles se méfiant d'une volonté masquée de taxation du gouvernement (Vivier, 2013). À partir de 1862, les enquêtes agricoles commencent à offrir une meilleure vision de la situation nationale. L'intérêt premier derrière les enquêtes change et il s'agit alors de savoir si l'approvisionnement alimentaire de l'agriculture est suffisant pour la France (Laurent, 1966). Dans le courrier accompagnant le rapport de l'enquête de 1862 destiné à l'empereur Napoléon III, le commissionnaire de l'enquête indique parmi les objectifs celui « d'apprécier les conditions de la production des diverses denrées alimentaires ou propres aux usages industriels que l'agriculture obtient par l'exploitation du sol ou par l'élevage des animaux ». Les statistiques ne cesseront de s'améliorer au cours de la fin du XIXe siècle avec des questionnaires plus simplifiés et des moyens de

⁶ 2013 est la dernière date disponible de la FAO pour les données détaillées de bilan alimentaire.

⁷ La première tentative d'enquête agricole qui date de 1836 (Kaya, 2013) s'était étalée sur plus de huit années de collecte et travail avec plus de 100 000 employés mais elle se heurte à de nombreuses difficultés dans la centralisation des données.

⁸ L'enquête de 1872 n'a pas pu avoir lieu à cause de la guerre de 1870.

collecte de données chiffrées plus adaptés. En 1881, Léon Gambetta, président du Conseil et ministre des Affaires étrangères crée par décret le ministère de l'Agriculture. La statistique agricole se sépare alors de la Statistique générale de la France qui demeurait au Ministère du Commerce. La première statistique agricole annuelle (SAA) apparaît en 1885 et permet de retracer l'ensemble des données sur la production agricole d'une année complète de 12 mois (année civile ou campagne) pour chaque département français. Les SAA se sont poursuivies depuis jusqu'à aujourd'hui.

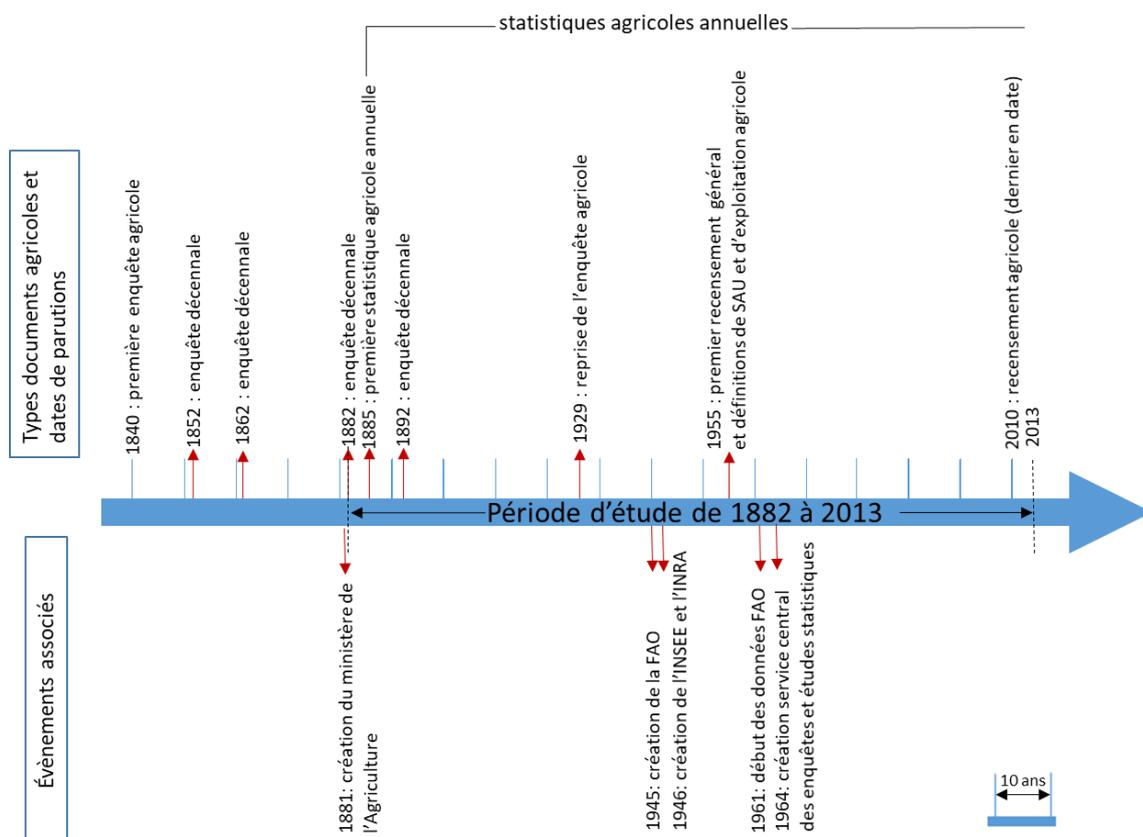


Figure 1.1 : Frise chronologique situant la période d'étude de l'agriculture française entre 1882 à 2013 et l'évolution des statistiques agricoles. Source : cette étude.

La centralisation des données départementales continue à être progressivement améliorée au cours du début du XXe siècle avec un rôle accru des professeurs d'agriculture dans l'établissement des SAA. Les statistiques décennales de 1902, 1912 et 1922, complémentaires aux SAA, ne seront pas poursuivies par souci d'économie (Augé-Laribé, 1945) mais une grande enquête sur l'économie rurale devient indispensable en 1929. André Tardieu, alors ministre de l'Agriculture dit en 1931 au sujet de cette enquête : « cette enquête a d'abord, une importance scientifique [...]. Nous n'avons aucun renseignement sur les produits d'origine animale, sur la

structure économique du pays, sur la répartition de la propriété et des exploitations, [...] sur les industries agricoles. Cela signifie que l'agriculture française n'a pas de base scientifique ni en ce qui concerne les disponibilités, ni en ce qui concerne les besoins » (Ministère de l'Agriculture, 1976). En effet, l'enquête de 1929 avait pour ambition de faire un inventaire général de la production animale et végétale qui coïnciderait également au projet de 1924 émanant de l'Institut International d'Agriculture de Rome (ancêtre de la FAO) d'établir un recensement mondial de l'Agriculture. Après la Seconde Guerre mondiale et sous l'impulsion de l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE) fondé en 1946 (Richard-Schott, 2009), les statistiques agricoles connaissent une profonde modernisation avec l'introduction des enquêtes par sondage et le développement de nombreux rapports de conjoncture sur les engrais, l'équipement mécanique et l'outillage des exploitations agricoles. Les recensements généraux de l'agriculture à partir de 1955 prendront le relai des statistiques décennales. Le dispositif moderne des statistiques proche de celui qui existe aujourd'hui, ne commencera qu'à partir de 1964. Cette date coïncide avec la mise en place d'outils de traitement statistiques de plus en plus raffinés (par exemple des contrôles de surface à l'aide de photographies aériennes, Ministère de l'Agriculture, 1965) et la création du service central des enquêtes et études statistiques (INSEE, 1990).

De manière générale, les données disponibles dans la SAA sont relatives aux statistiques d'utilisation de terres et de production agricole (végétale et animale) suivies de données sur les moyens de production qui font l'objet du chapitre 2. Les données de la partie végétale couvrent la superficie, les rendements à l'hectare, les quantités récoltées et celles de la partie animale couvrent les effectifs, le poids des animaux et les totaux de productions animales. Les productions agricoles renseignées excluent les pertes sur les champs ou au cours du transport vers la ferme. Enfin, les statistiques agricoles, à partir de 1946, renseignent sur les conditions atmosphériques de chaque campagne agricole. Elles incluent des commentaires permettant de comprendre la sensibilité des productions d'herbages et fourrages annuels aux étés secs et distinguent les années de mauvaise récolte qui sont 1893, 1906, 1921, 1976, 1989 et plus récemment 2003 et 2016. La statistique de 1961 en particulier offre une rétrospective détaillée des grands hivers et grands étés en France du point de vue de climatologique⁹ depuis 1845 (Ministère de l'Agriculture, 1962).

⁹ Ce sont les années marquées par des températures qui s'écartent des normales saisonnières.

Parmi les chercheurs qui ont exploré cette richesse de données agricoles dans la longue durée, *J-C. Toutain* et son équipe de chercheurs au Centre national de la recherche scientifique à partir des années 1960 ont établi une analyse quantitative macro-économique sur les comptes agricoles avec des séries décennales pour la période de 1789 à 1938. Cette étude s’insérait dans une vaste recherche consacrée à l’histoire quantitative de l’économie française¹⁰. Ce travail majeur d’histoire sur le produit de l’agriculture française donne lieu entre autre à deux ouvrages clés, l’un sur le produit de l’agriculture et l’autre sur la consommation alimentaire en France de la moitié du XVIIIe siècle aux années 1960 (Toutain, 1971, 1958) intitulés: *Le produit de l’agriculture française de 1700 à 1958* et *La consommation alimentaire en France de 1789 à 1964*. Ces analyses avaient surtout un objectif de lecture économique de la croissance agricole en France. Au cours de ces dernières années, deux travaux de thèses s’appuient sur une partie de données extraites de ces archives statistiques à des échelles régionales à partir de 1852. L’une porte sur les empreintes environnementales de l’approvisionnement alimentaire de Paris (Chatzimpiros, 2011) et l’autre sur la production et spécialisation agricole par région en termes de flux biogéochimiques d’azote, de phosphore et de carbone (Le Noé, 2018). Plus récemment, une analyse retrace l’évolution des émissions de gaz à effet de serre des secteurs agricoles et forestiers aux échelles régionales et nationales depuis 1852 (Garnier et al., 2019). Ces trois analyses portent sur la longue durée mais poursuivent des objectifs autres que l’analyse des transitions agricoles. Notre étude est complémentaire aux analyses précédentes et elle a pour ambition de reconstruire des séries longues continues de production nationale et de caractériser les transitions à l’échelle nationale.

1.2.2 Données utilisées

Les données statistiques renseignent sur les productions agricoles et les moyens de production. Nous présentons les sources utilisées pour les productions agricoles dans ce chapitre. La description des moyens de production est présentée dans le chapitre 2. L’identification des sources de données pertinentes, la collecte et l’homogénéisation des données sur la période de 1882 et 2013 représentent un travail conséquent engagé par l’équipe d’accueil et poursuivi dans le cadre de la thèse. La base de données constituée pour la modélisation de la production agricole regroupe par année, à l’échelle nationale, les surfaces et les productions végétales ainsi que les effectifs des animaux de ferme et les productions animales.

¹⁰ Sous la direction de l’économiste J. Marczewski

Pour les années de 1961 à 2013, les données statistiques sont directement extraites de la base de données internationales de FAOSTAT (FAOSTAT, 2018) pour des raisons de facilité de collecte. Les données de surface et de production des prairies et des fourrages annuels, étant absentes de la base de FAOSTAT, sont téléchargées de la base Agreste du ministère de l'Agriculture (Agreste, 2019) pour les années de 1988 à 2013. Pour la période de 1882 à 1988, les sources de données (incluant prairies et fourrages annuels) s'appuient sur les statistiques agricoles extraites de l'enquête décennale de 1892 (Ministère de l'Agriculture, 1898), l'enquête agricole de 1929 (Ministère de l'Agriculture, 1936), les statistiques agricoles annuelles pour chacune des années de 1947 à 1961 (Ministère de l'Agriculture, 1947 à 1970) et plusieurs rétrospectives incluses dans les statistiques agricoles annuelles (INSEE, 1990; Ministère de l'Agriculture, 1948) ou dans les annuaires statistiques de la France (INSEE, 1990, 1990, 1952; SGD, 1938).

Les données sur la période de 1882 à 1988 sont tirées de documents imprimés qui sont déjà numérisés et en accès libre sur les sites internet *gallica.bnf.fr* (la bibliothèque numérique de la Bibliothèque nationale de France) ou sur le site internet *epsilon.insee.fr* (Entrepôt des publications numériques de la statistique publique) (exemple de documents en annexe Figure A1.1). Nous avons en vain utilisé plusieurs outils d'extraction automatique de données par reconnaissance optique de caractères (OCR). Les taux de succès de la reconnaissance automatique ont été faibles à cause des polices de caractère, de la qualité des chiffres publiés et surtout du nombre de colonnes par page numérisé.

La reconstitution de la série de données de production et des moyens de production (chapitre 2) est l'un des résultats quantitatifs majeurs des travaux de cette étude. La mise en cohérence et la compilation des données ont parfois nécessité de faire des choix et de pallier un manque de données pour certaines années ou certains produits. Ces choix sont explicités en particulier pour la production animale (section 1.3.4). À ce titre, la plupart des statistiques agricoles annuelles contiennent une section de commentaires précieux qui ont souvent permis de comprendre les manques ou discontinuités d'une année à l'autre. Par exemple, la surface récoltée de blé est divisée par 3 en 1956 par rapport à l'année 1955. Cette discontinuité peut apparaitre comme une erreur mais cette réduction de surface a bien eu lieu en raison de gelée record indiquée dans la statistique annuelle (Ministère de l'Agriculture, 1957).

L'une des originalités de notre étude est d'exclure toute donnée économique dans la reconstitution de la production agricole mais en intégrant toutes les données de production

disponibles (surface et production) au niveau national. Toutefois, en faisant le choix de modéliser la production agricole à une échelle nationale, nous prenons le risque d'occulter la disparité des productions dans les échelles inférieures. En effet, à une échelle sous-nationale, il y a une spécialisation des productions et donc une hétérogénéité par rapport à la moyenne nationale. Les régions agricoles de la France ont eu, au cours de la période, des trajectoires de spécialisation très différentes qui ont été caractérisées dans les travaux de thèse de *Le Noé* (2018). Notre choix d'échelle est différent puisque nous cherchons à modéliser les transformations de l'agriculture au niveau de l'unité du pays.

Par ailleurs, nous avons fait le choix de montrer tous les résultats des productions agricoles nationales annuelles sans calcul d'incertitudes. Comme nous l'avons évoqué dans la section précédente, les niveaux d'incertitude et la qualité des statistiques publiées ont changé de la même manière que les méthodes utilisées n'ont cessé de changer entre 1882 et aujourd'hui. Ce choix peut être sujet à critiques. Pour autant il est difficile, voire impossible d'évaluer les facteurs d'incertitude associés aux statistiques anciennes et quantifier de combien l'incertitude sur les mesures des objets statistiques diffère avec les statistiques modernes. Nous n'avons pas non plus moyenné ni lissé les données de production annuelles sur des fenêtres de 5 ou 10 années, dans le but précis de montrer les fluctuations en continu tout au long de la période. Ces fluctuations sont notamment dues à des conditions climatiques, souvent particulièrement défavorables, à des guerres ou à des crises économiques dans certains secteurs de l'agriculture. Les guerres sont des événements particuliers qui dégradent inévitablement la performance de l'appareil statistique mais aussi la capacité à produire de l'agriculture en raison du déplacement massif prioritaire des moyens dans le secteur militaire. Ainsi, les données sur ces périodes sont moins fiables comme l'attestent officiellement certains commentaires inclus dans les statistiques mais la signature de fonctionnement observée apporte une valeur témoin sur le comportement des systèmes agricoles extrêmement perturbés. Nous avons fait le choix d'inclure les deux guerres mondiales tout en marquant sur fond gris les périodes concernées qu'il faut traiter avec précaution. À titre d'exemple, en 1945, la récolte de céréales est de 40% plus faible qu'en 1938 avant la Seconde Guerre mondiale, mais il est impossible de faire la part des choses entre dysfonctionnement de l'agriculture ou de l'appareil statistique.

1.3. Cadre méthodologique du calcul de la production nette agricole

1.3.1 Schéma de calcul

La production primaire nette¹¹ (NPP, abréviation anglaise signifiant « net primary production » retenue par souci de compatibilité avec la littérature internationale) est définie comme la somme de toutes les productions aériennes de biomasses (above-ground biomass en anglais) produites sur la surface agricole utile (SAU) aussi bien sur les terres cultivées que sur les prairies. Cette somme inclut l'ensemble des productions des terres arables y compris les résidus de cultures non récoltés et l'herbe des prairies. Nous définissons également la production primaire nette extraite (NPP_e), comme la fraction récoltée de la NPP - que ce soit sous la forme de grains, pailles, tubercules, racines et herbe - qui est destinée, soit à la consommation humaine, soit à l'alimentation animale, soit à d'autres usages (semence, fibres, biocarburant). Nous ne considérons pas les productions des plantes aromatiques, médicinales et à parfum, ni les productions des cultures de tabac. La NPP_e des prairies inclut à la fois la partie fauchée (pour affouragement en vert ou pour le foin) et celle pâturée (broutée par les herbivores dans les prés). La partie extraite des pailles varie notamment en fonction de son usage dans l'alimentation animale. La différence entre NPP et NPP_e est définie comme la NPP résiduelle (NPP_r). La NPP_r est soit laissée au sol, brûlée ou récupérée comme matériau surtout pour les litières animales. La biomasse extraite (NPP_e) devient production nette (NP) en fonction de l'alimentation animale. La production nette (NP) est la somme de la production animale et végétale des exploitations agricoles moins l'alimentation du bétail qui a été convertie en viande, œufs et lait (Figure 1.2). Ce flux est critique dans un contexte de sécurité alimentaire parce qu'il correspond au potentiel nourricier de l'agriculture s'il n'y a aucun autre usage de la production (énergies, fibres). La NP est en partie réinvestie dans le système productif en tant qu'autoconsommation d'énergie à travers le travail des agriculteurs et des animaux de traction. En fonction des époques, ce flux est complété par l'énergie investie provenant de sources externes, comme c'est le cas aujourd'hui notamment par du pétrole et de l'électricité. L'énergie investie sera étudiée

¹¹ Cette notion de production primaire nette (NPP) est empruntée de l'écologie. La NPP désigne la différence entre l'énergie accumulée dans la biomasse d'une plante pendant la photosynthèse (production primaire brute) et l'énergie de la respiration.

en détails dans le chapitre 2. La Figure 1.2 montre le cadre global du calcul de la production nette à partir de la NPP.

Les calculs de productions agricoles peuvent être exprimés en masse, azote ou énergie. Tout au long de l'étude, nous faisons le choix de modéliser les flux en unité de compte azote ou énergie en fonction des questions de recherche annoncées dans l'introduction générale. Le calcul en énergie est fait en énergie brute qui est l'énergie dégagée par la combustion parfaite d'un aliment dans une bombe calorimétrique. L'énergie brute est exprimée en joule (ou en kilocalories) par kg d'aliment. Les contenus énergétiques et azote de chaque aliment sont extraits de la littérature scientifique de ces dernières années (Chatzimpiros, 2011; Lassaletta et al., 2014a; NRC, 2001) et sont considérés constants dans le temps. Les valeurs utilisées sont résumées dans le Tableau A1.1 en annexe. Dans la suite de cette section, la NPP sera exprimée en énergie brute.

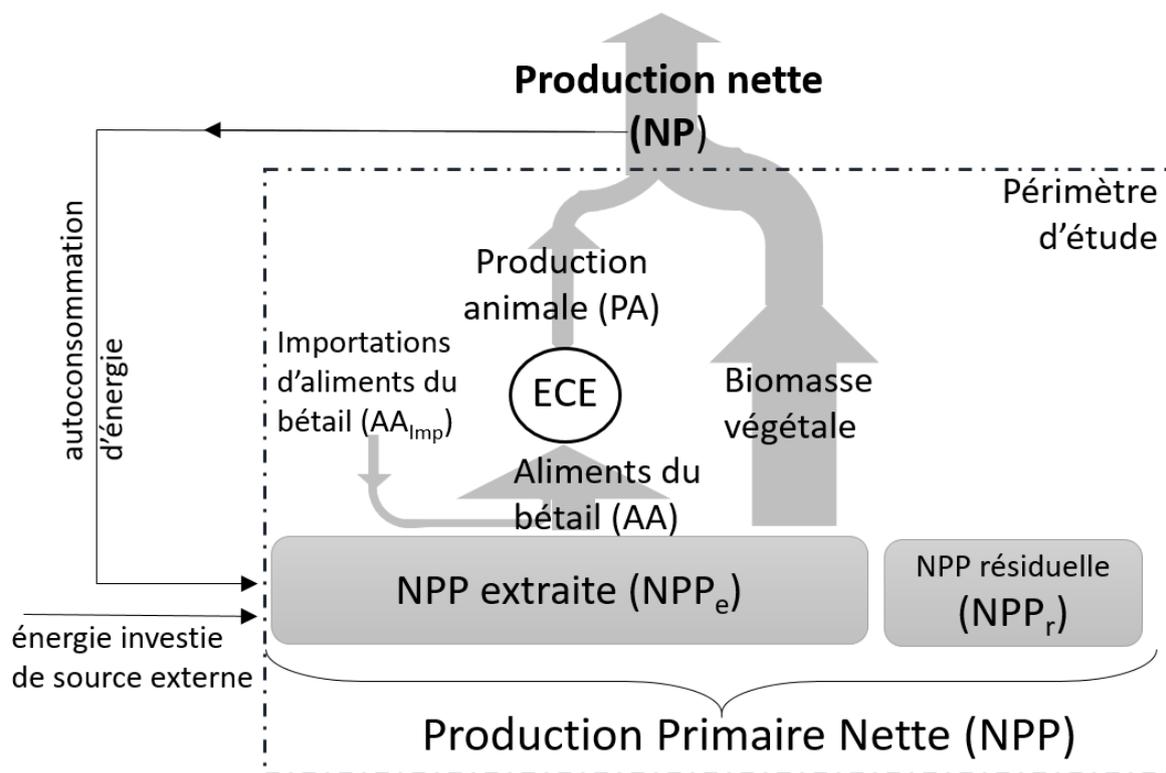


Figure 1.2 : Périmètre et cadre du calcul de la production nette agricole (NP). L'ECE est l'efficacité de conversion énergétique des aliments de bétail en production animale. Sources : cette étude et adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

La production nette agricole NP est calculée selon l'équation 1.1, comme la somme de la NPP_e domestique plus la production animale (PA) moins l'alimentation du bétail (AA) modélisée à partir de l'efficacité de conversion énergétique (ECE), et plus les importations d'aliments du bétail (AA_{imp}). Les importations d'aliments pour le bétail doivent en effet être additionnées à la NPP_e domestique pour équilibrer le bilan énergétique du secteur de l'élevage. Le calcul de PA tient compte des carcasses, du lait et des œufs (excluant graisses et abats) pour toutes les productions animales (y compris le lait et la viande des animaux de travail). Tout au long de cette étude nous excluons la production de la pêche du périmètre des productions animales. Les productions animales comptabilisées sont les productions dites indigènes comme défini par la FAO ce qui intègre les animaux indigènes abattus plus l'équivalent en viande des animaux indigènes exportés sur pied (FAO, 2003).

$$NP = NPP_e + PA \times \left(1 - \frac{1}{ECE}\right) + AA_{imp} \quad (1.1)$$

L'ECE est l'efficacité de conversion énergétique du fourrage en produits animaux, mesurée en énergie brute : $ECE = PA/AA$. Ainsi calculée l'ECE montre l'évolution agrégée à l'échelle de la France. L'alimentation du bétail (AA) inclut toutes les ressources fourragères (céréales, tourteaux, paille et fourrages grossiers¹²) consommées par les animaux de la ferme (y compris les volailles) pour la production de viande et de lait. L'alimentation des animaux de travail est incluse dans la NP et traitée dans le chapitre 2.

Nous définissons le rendement alimentaire comme le rapport de la production nette agricole par la SAU. Les calculs des variables NPP_e, PA, ECE et AA_{imp} sont détaillés dans les sections qui suivent, afin de modéliser la production nette agricole NP qui est calculée dans la section 1.3.5.

1.3.2 Production végétale : surfaces, récolte et résidus

Données des statistiques

Nous avons reconstitué et uniformisé les données statistiques des surfaces et productions végétales par grandes catégories de culture année après année en séries longues depuis 1882 jusqu'à aujourd'hui. Tout au long de cette période, des changements de nomenclature sont opérés dans les statistiques pour la désignation de superficies élémentaires. La notion

¹² Les fourrages grossiers désignent l'ensemble des plantes entières destinées directement aux herbivores et incluent d'une part les fourrages annuels (maïs fourrager et plantes sarclées) et l'herbe des prairies (permanentes, artificielles ou temporaires)(Agreste, 2013a).

normalisée de la SAU ne se précise qu'à partir des années 1955 avec la définition du périmètre de l'exploitation agricole (Figure 1.3). Avant cette date, il est intéressant de souligner que les statistiques privilégient la notion de territoire agricole (ou non agricole) dans la répartition des surfaces de la France. Jusqu'au début du XXème siècle, la surface des bois et forêts (qui ne font pas partie de la SAU) est comptée dans le territoire agricole et même dans la sous-catégorie des surfaces cultivées du territoire agricole. Les surfaces non cultivées qui incluent landes, pâtis, bruyères et les terres incultes (montagnes, tourbières, marécages) représentent plus de 6 millions d'hectares (Mha) en 1882. Aucune production n'est associée aux landes, pâtis et bruyères même si elles participent ne serait-ce que de manière marginale à l'alimentation de certains troupeaux d'herbivores. En 1882, le territoire agricole dans son appellation ancienne représente 50 Mha soit plus de 96% de la surface totale en France. À cette même date, la SAU recomposée représente environ 36 Mha (Figure 1.3). La SAU reste assez stable jusqu'à la fin de la Seconde Guerre mondiale où elle chute à 32 Mha. À partir de 1960, la SAU ne cesse de reculer progressivement jusqu'à atteindre la valeur de 28.7 Mha aujourd'hui (équivalent à une baisse de 0.3% par an en moyenne entre 1960 et 2017).

Pour la catégorie des prairies permanentes, nous avons regroupé plusieurs appellations qui varient au cours du temps selon les statistiques telles que les herbages, les pâturages, les prés naturels (ou prés fauchés) et pacages. Ces différentes catégories sont citées en fonction de leur niveau décroissant de productivité. Elles ne convergeront vers la définition moderne de prairies permanentes qu'à partir des années 1960. Selon notre regroupement, la surface des prairies est multipliée par 2 entre 1882 et 1970 lorsqu'elle culmine à 15 Mha avant de progressivement diminuer depuis jusqu'à 12 Mha qui est la surface actuelle. Les prairies permanentes sont historiquement emblématiques d'un système d'élevage extensif dédié aux herbivores et encore prépondérant dans de nombreuses régions du monde. Alors qu'en début de période, la catégorie des céréales en France est la plus importante en termes de surface avec 38% de la SAU, aujourd'hui ce sont les prairies (permanentes et temporaires) qui occupent plus de 43 % de la SAU (Figure 1.3). Enfin, il est également intéressant d'observer que pendant la Seconde Guerre mondiale, la SAU diminue en raison d'une diminution des surfaces de céréales, alors que les prairies qui exigent moins de ressources, continuent à augmenter.

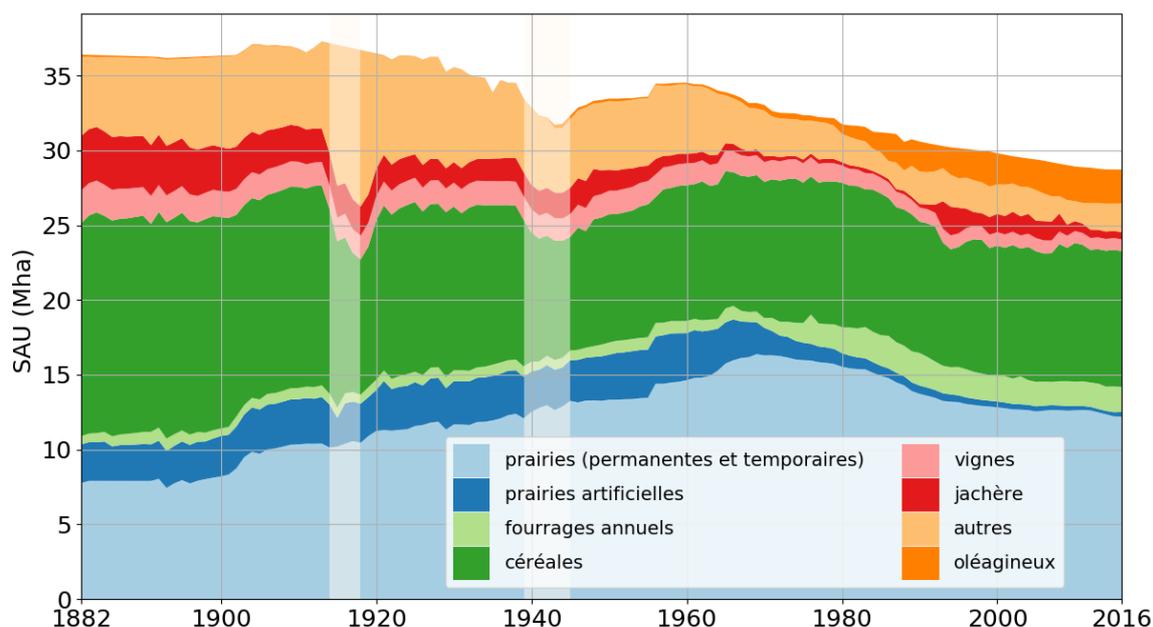


Figure 1.3 : Évolution de la répartition de la surface agricole utilisée (SAU) en France entre 1882 et 2016. La catégorie 'autres' inclut les cultures industrielles, les tubercules (pommes de terre), les légumes, les fruits, les cultures permanentes et cultures diverses. Source : voir détails dans le texte.

Comparée à la production des grandes cultures renseignée dans les statistiques, l'incertitude de la production d'herbe des prairies est plus élevée parce que l'estimation de la production doit tenir compte de la part fauchée et de la part broutée par les herbivores. Les méthodes d'estimation ont beaucoup évolué dans les années 1990 (Agreste, 2001). Depuis une trentaine d'années, le production est estimée par Agreste au moyen d'un outil intégré de modélisation en fonction des conditions pédoclimatiques (Agreste, 2016a). Afin de distinguer la part de la production des prairies extraite de celle résiduelle dans le calcul de la NPP, nous avons considéré que 80 % de la production d'herbe des prairies est consommée par les animaux. Ce ratio est considéré constant tout au long de la période d'étude et égal aux ratios d'aujourd'hui (Agreste, 2013a, 2001).

Les productions de céréales, données en hectolitres dans les premières statistiques jusqu'en 1923 sont d'abord converties en tonnes à partir des coefficients d'équivalence (Tableau A1.2 en annexe). Chacune des catégories de production végétales représentées dans la Figure 1.3 est elle-même le regroupement de plusieurs catégories variétales qui ont évolué au cours du temps. Ce regroupement par grandes catégories a été facilité par différentes rétrospectives qui ont déjà fait ce travail de regroupement (INSEE, 1990, 1990; Ministère de l'Agriculture, 1948) pour des séries longues. Néanmoins le choix des objets statistiques permet de renseigner aussi sur les

changements de variétés de cultures et ainsi témoigner des différences d'appréciation des cultures au cours du temps. Les distinctions de cultures apparaissent quand les produits prennent un essor et disparaissent quand ils deviennent marginaux (INSEE, 1990). Par exemple, en début de période, la catégorie des céréales regroupe de manière distincte les surfaces de froment, seigle, méteil, avoine, orge, maïs, millet et sarrasin. À partir de 1948, l'appellation de froment laisse place à celle du blé. Puis en 1961, la catégorie de blé est divisée en deux catégories : le blé tendre (qui désigne le froment) et le blé dur. Or le blé dur avait déjà commencé à être produit en France sur des petites surfaces dès 1955 comme le témoignent d'autres documents statistiques (Ministère de l'Agriculture, 1965). À partir de 1985 le sarrasin disparaît en tant que catégorie, et même s'il continue à être produit sur les champs agricoles, il est maintenant répertorié dans la nomenclature *autres céréales*. Quant au triticale, hybride entre seigle et blé, il apparaît en tant que catégorie distincte à partir de 2000, en même temps que les cultures de seigle et méteil sont regroupées en une seule catégorie.

Données reconstituées pour les résidus de culture

De manière générale, la biomasse de résidus des cultures (tiges, pailles, chaumes, feuilles, racines, ...) compte pour plus de la moitié de la biomasse végétale totale produite sur les surfaces arables (Smil, 1999b). Pour autant, le détail de la quantité de résidus de cultures produites et ses usages sont très peu renseignés par les statistiques agricoles. Pour combler ce manque, les productions de pailles de céréales et résidus d'autres cultures ont été reconstruites sur la période à partir d'hypothèses que l'on a essayé d'étayer au maximum par des données recensées. Si on considère la paille par exemple, ses usages sont très variés et ils restent pourtant non renseignés. La paille peut être laissée en surface au sol, enfouie dans les sols, brûlée, consommée comme fourrage pour l'alimentation des animaux, utilisée comme litière, et plus récemment utilisée comme matière première de la bio méthanisation, ou comme matériau de construction. À ce titre, la notion même de *résidu* agricole peut être considérée comme une invention récente. Il n'y a pas de résidu agricole au sens de déchets par nature. Dans le système agricole préindustriel, toute production de biomasse aérienne des surfaces agricoles trouve une valorisation énergétique ou matérielle.

Les statistiques récentes ne renseignent que sur la quantité effectivement récoltée de pailles. Néanmoins, nous avons les données de production de pailles de céréales qui sont renseignées dans les statistiques annuelles pour un grand nombre d'années : les années 1882, 1892, 1913, 1929 (Ministère de l'Agriculture, 1936, 1898) et toutes les années de 1939 à

1969 (Ministère de l'Agriculture, 1970a). Ces données de production de paille de céréales associées à celles de grains de céréales permettent d'estimer l'indice de récolte des céréales. L'indice de récolte (IR) est le rapport entre la masse sèche de grains et la biomasse sèche aérienne totale (grains, pailles). Pour les autres années n , où nous n'avons pas de données de production de paille, nous avons estimé la production de paille ($Pailles_n$) à partir des données de production du grain de la même année ($Grains_n$) et de l'indice de récolte (IR_n) avec la formule : $Pailles_n = Grains_n \times IR_n / (1 - IR_n)$. Les valeurs de IR_n pour les années non renseignées ont été calibrées par interpolation entre les années renseignées. La Figure 1.4 montre l'évolution de l'indice de récolte qui augmente considérablement en partant d'un indice égal à 0.3 en début de période pour atteindre une valeur autour de 0.52 aujourd'hui. L'augmentation de l'IR est le fruit des travaux de phytogénéticiens et sélectionneurs de plantes, au cours du XXème siècle, qui ont permis l'augmentation des rendements en grain en canalisant plus de photosynthèse vers le l'organe récolté qui est le grain (Smil, 1999b).

Afin de distinguer la part de la production de paille extraite de celle résiduelle dans le calcul de la NPP, nous avons considéré que 90% de la paille produite était utilisée comme fourrage par les animaux de la ferme jusque dans les années 1950. Cette hypothèse concorde avec les estimations de *Toutain* (1971). Ce pourcentage décroît rapidement entre les années 1950 et 1970. Une analyse ponctuelle de 1974 du bilan des ressources fourragères rapporte un taux de 15% en 1974 (Ministère de l'Agriculture, 1975) et nous supposons que cette valeur baisse de manière linéaire pour atteindre les 2% rapportés aujourd'hui (Agreste, 2013a). La Figure 1.4 présente les hypothèses d'évolution de l'usage de la paille dans la consommation animale sur toute la période. La trajectoire de baisse entre les années 1950 et 1974 peut être entachée d'incertitude mais ne remet pas en cause l'ensemble des résultats décrits par la suite. Aujourd'hui, la plus grande partie des pailles n'est pas récoltée et la partie récoltée est surtout utilisée comme litière (FranceAgriMer, 2017).

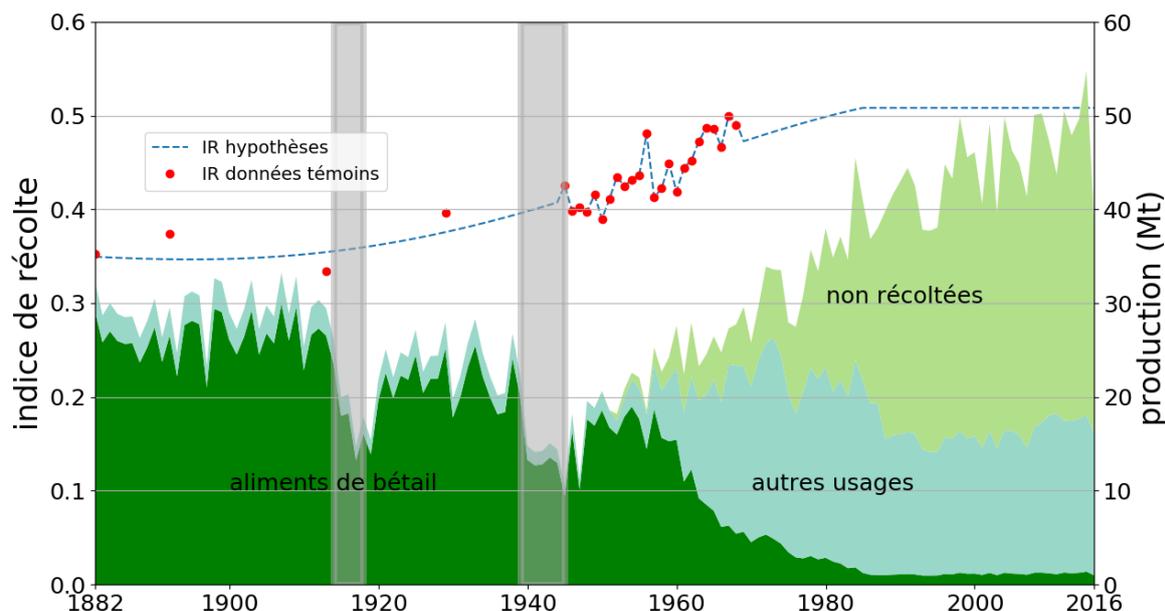


Figure 1.4 : Évolution de l'indice de récolte (axe de gauche) pour les céréales et des usages de la paille de céréales (axe de droite) divisés entre aliments de bétail, autres usages (litière) et non récoltées, en France entre 1882 et 2016. Sources : estimations et (Agreste, 2013a; Ministère de l'Agriculture, 1975, 1970a, 1936, 1898; Toutain, 1971), adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

Pour les résidus des autres cultures (autres que céréales), nous avons également estimé les quantités de résidus à partir des productions récoltées et des indices IR de la littérature scientifique considérés constants dans le temps. Ces indices sont indiqués en annexe dans le tableau A1.1.

La reconstitution des récoltes et des résidus de récolte nous permet de reconstruire la production primaire nette agricole sur toute la période d'étude.

1.3.3 Production primaire nette agricole

La Figure 1.5 montre l'évolution de la production primaire nette agricole NPP en énergie brute au cours du temps. Les données de conversion utilisées pour les calculs de la NPP et la NPP_e sont résumées dans l'annexe A1.A. La NPP est stable et en moyenne autour de 1500 PJ entre 1882 et 1950 avant de tripler entre 1950 et aujourd'hui pour atteindre 4000 PJ en 2016 (Figure 1.5). Sur toute la période d'étude, la NPP_e domestique a doublé de 1300 PJ et 2700 PJ, et la part de production des céréales est passée de 23% à 43%. La production de céréales a été favorisée par la hausse intrinsèque des rendements agricoles (Figure 1.6) et les améliorations de l'indice de récolte, favorisant la part de grain dans la phytomasse totale, comme indiqué dans la Figure 1.4. Le rendement des céréales est multiplié par un facteur 5.5 au cours du siècle dernier. Il est

également intéressant de remarquer que la tendance générale de croissance de la NPP est ponctuée de fortes baisses pendant certaines années en raison d'anomalies climatiques. Les années de grande sécheresse de 1893, 1976 et 2003 ont surtout impacté la production des prairies et fourrages annuels qui ont subi les plus grandes pertes de production. Au contraire, l'année 2016 durant laquelle la NPP recule de plus de 25% par rapport à la moyenne décennale est une année qui a été marquée par la baisse des récoltes à cause des intempéries printanières suivies d'un été chaud et sec (Agreste, 2016b).

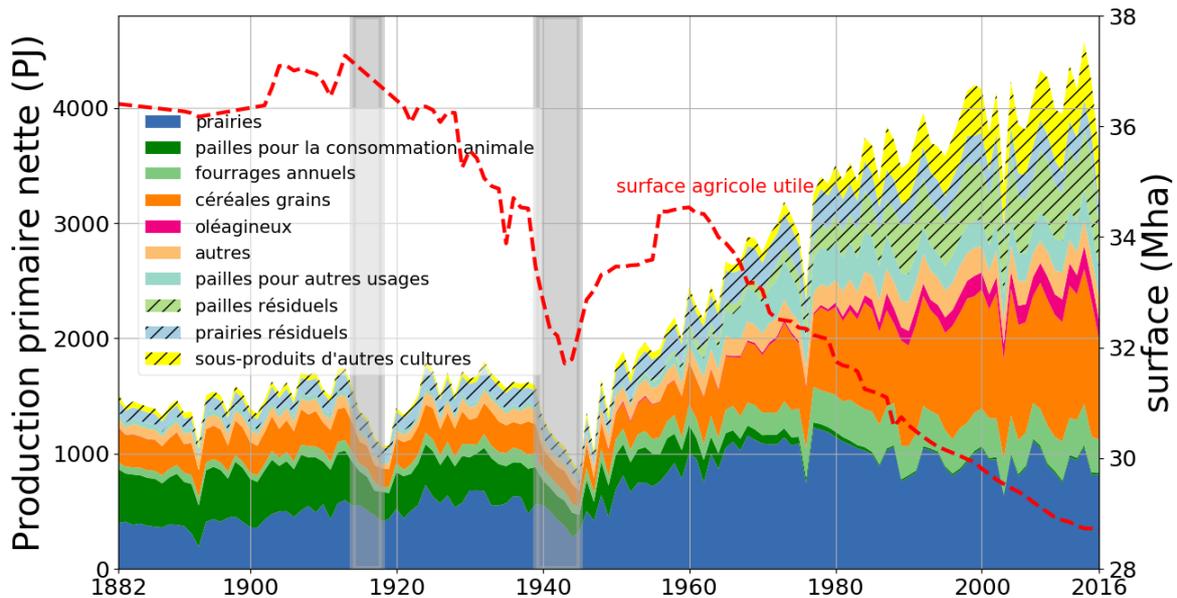


Figure 1.5 : Évolution de la production primaire nette (NPP) en PJ entre 1882 et 2013 (axe de gauche). Les productions non hachurées somment à la NPP extraite pour l'alimentation humaine, animale et autres usages. Les productions hachurées correspondent à la NPP résiduelle. La surface agricole utile (axe de droite) est en pointillé rouge en million ha (Mha). Sources : voir détails dans le texte,, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

La partie hachurée de la Figure 1.5 permet de distinguer la part de la NPP résiduelle (NPP_r) qui est constituée de résidus de culture non utilisée et d'herbe non broutée. Le volume et la part de NPP_r ont augmenté avec les rendements agricoles et la réduction progressive de la paille dans les rations animales.

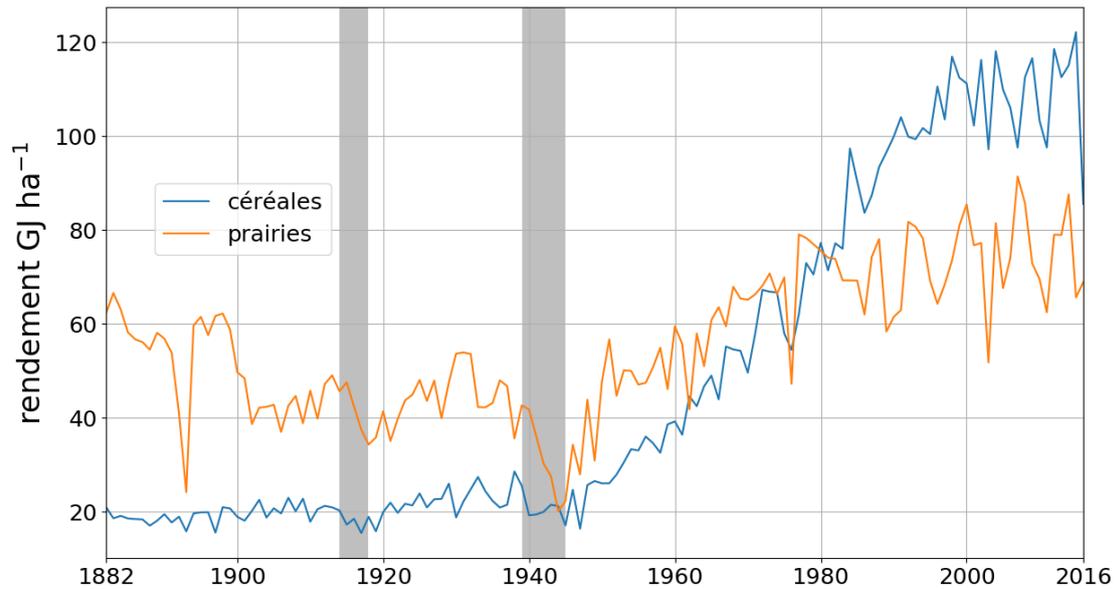


Figure 1.6 : Évolution du rendement agricole des céréales et des prairies en France entre 1882 et 2013, exprimé en $GJ \cdot ha^{-1}$. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

Un autre point de vue pour quantifier les gains de NPP est d'évaluer l'ordre de grandeur de l'efficacité de la photosynthèse des productions agricoles. L'efficacité de la photosynthèse (η) est définie comme le rapport énergétique entre la biomasse accumulée au cours d'un an et l'ensoleillement moyen annuel par unité de surface agricole : $\eta = NPP / Rad$ où Rad est l'ensoleillement moyen annuel exprimé en Joule par m^2 par an. Rad varie entre 3.9 à 6.5 $GJ \cdot m^2$ par an selon les régions en France. Nous considérons une valeur moyenne de Rad égale à 4.5 $GJ \cdot m^2$ par an pour la France (Solargis, 2016) et constante au cours de temps. La Figure 1.7 montre l'évolution de l'efficacité énergétique de la photosynthèse pour la NPP, la NPP_e et la NPP de cultures comestibles pour l'homme (sans l'herbe des prairies). L'ordre de grandeur de l'efficacité de la photosynthèse de la production agricole est aujourd'hui autour de 0.25 et 0.30 %. Ces chiffres sont conformes à ceux obtenus dans une analyse précédente de la photosynthèse de grandes cultures au Royaume-Uni (Monteith et Moss, 1977). Il faut être prudent lorsqu'il s'agit de comparer les efficacités de photosynthèse parce que les méthodologies peuvent différer sur la période de temps de la mesure (période végétative ou période annuelle) et sur le calcul de Rad . Par exemple, sur une courte période de temps de croissance de la plante, et dans les meilleures conditions en laboratoire, des efficacités de 4 à 5% ont été mesurées pour les plantes les plus productives (Smil, 2008a).

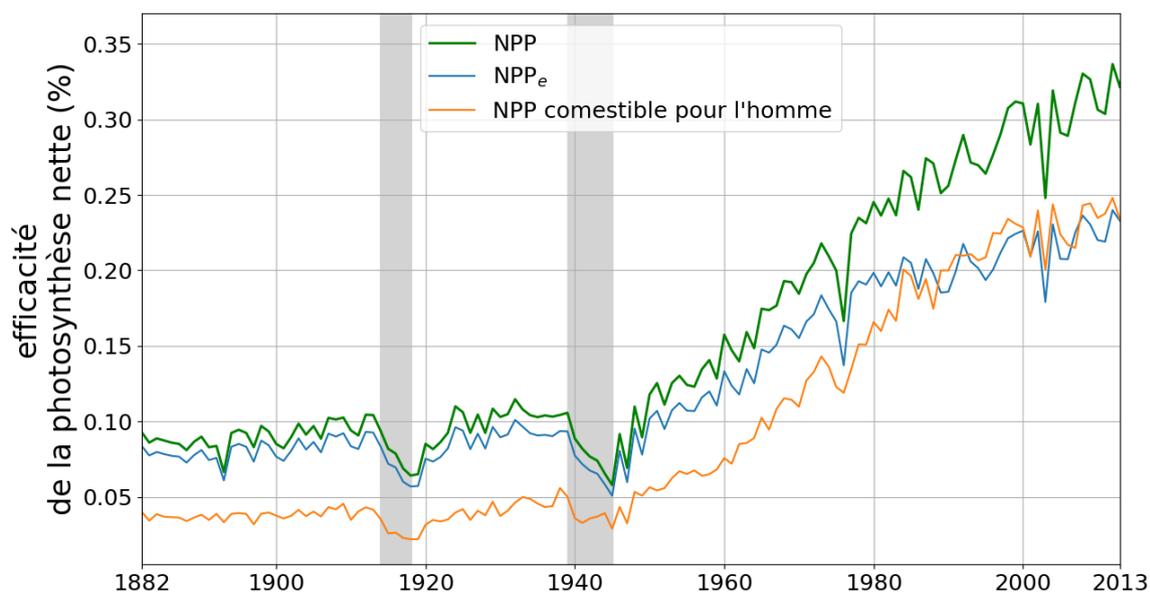


Figure 1.7 : Efficacité de la photosynthèse nette de la production agricole pour la NPP, NPP_e et NPP comestible pour l'homme (qui regroupe seulement les grandes cultures). L'insolation annuelle est considéré constant égal à 4.5 GJ par m² par an. Source : voir détails dans le texte.

1.3.4 Production animale

Nous avons reconstruit les séries d'effectifs et les productions animales par espèces animales. Contrairement à la série des effectifs des animaux de ferme (excepté les volailles) qui est directement disponible des statistiques et de manière continue sur la période, la série des productions animales est discontinue. Nous présentons d'abord les données des effectifs et ensuite nous détaillons nos hypothèses de calcul pour compléter les données de production de viande pour les années manquantes.

Données sur les effectifs des animaux

A la simple lecture des statistiques agricoles anciennes et modernes, il est saisissant de constater que la notion d'animal de la ferme a changé au cours de la période. Aujourd'hui les animaux d'élevage sont considérés exclusivement comme producteurs de viande et de lait. Au contraire, en début de période, la grande majorité des animaux de la ferme étaient d'abord considérés comme instruments de travail et la production de viande et lait étaient en quelque sorte des produits secondaires. Les animaux étaient avant tout utilisés pour leur force de traction et pour leur fumier. C'est certainement l'une des raisons pour laquelle les statistiques du début de période sont plus précises sur les effectifs, le poids brut de l'animal en vie, et la quantité de fumier produit par animal par an, que sur les volumes mêmes des productions animales.

D'ailleurs pour illustrer l'importance des animaux de trait, il est intéressant de noter que la partie des statistiques annuelles couvrant les animaux, jusque dans les années 1960, commence par les équidés et l'espèce chevaline. La catégorie « chevaux employés au travail et peu ou pas à la production » est un exemple de désignation qui apparaît dans les premières statistiques. Les effectifs de bovins, porcins, caprins et ovins sont très détaillés tout au long de la période. Au contraire, les volailles, qui sont classées dans la catégorie animale de basse-cour en début de période, ne sont presque pas renseignées jusque dans les années 1960¹³.

La Figure 1.8 représente l'évolution des effectifs des animaux de ferme en nombre de tête par espèce animale ainsi que le cheptel total exprimé en unité gros bétail (UGB)¹⁴. Le cheptel français est aujourd'hui l'un des plus élevés d'Europe et c'était déjà le cas à la fin du XIXe siècle (Eurostat, 2002; Toutain, 1992). En 2013, il compte environ 26 millions d'UGB. Il a augmenté de 30% depuis 1882 après avoir culminé dans les années 1980 à 30 millions d'UGB. Par ailleurs, nous pouvons constater qu'il a fallu 5 à 6 ans après chacune des deux guerres mondiales pour reconstituer les cheptels d'avant-guerre. Une partie variable des animaux comptabilisés dans la Figure 1.8 sont des animaux de travail. Les effectifs des animaux de travail (chevaux et une partie des bovins) sont détaillés dans le chapitre 2. En analysant les effectifs par espèce animale de la Figure 1.8, plusieurs grandes tendances qui traduisent des changements dans la structure des systèmes d'élevage se dégagent. La part UGB des équidés (essentiellement chevaux) sur les UGB du cheptel total qui est de plus de 12% en début de période tombe rapidement en dessous de 1% entre les années 1950 et 1970. Cette baisse coïncide avec la motorisation et la mécanisation des travaux agricoles qui seront également détaillées dans le chapitre 2. La part UGB des bovins passe de 65% à de 75% du cheptel total entre 1882 et 2013. Cette tendance commence à se lire dès l'entre-deux-guerres avec une première progression du cheptel bovin qui gagne 15% entre 1925 et 1935 et se poursuit ensuite jusque dans les années 1980. Cette progression est stoppée en 1984 avec la mise en place des quotas laitiers au niveau européen qui durera jusqu'en 2015 (European Commission, 2015). Un autre grand changement est l'augmentation de la part des monogastriques (porcins et volailles)

¹³ Les estimations des effectifs et production de volaille ne feront partie des statistiques annuelles qu'à partir de 1967 (Ministère de l'Agriculture, 1968)

¹⁴ L'unité gros bétail permet d'agréger des effectifs d'animaux d'espèces différentes. Une unité UGB correspond à l'alimentation nécessaire pour une vache laitière et chaque espèce animal a un coefficient de conversion associé (Eurostat, 2018).

qui démarre au milieu des années 1970. Dans la France d'après-guerre, il y a 3 fois plus de bovins que de porcins. Aujourd'hui, ce rapport d'effectifs a chuté à 1.3. Au total, les effectifs des cheptels porcins et volailles sont multipliés par un facteur 2.5 et 3 respectivement entre 1882 et les années 2000. Depuis, ces effectifs stagnent ou sont en légère baisse. Au contraire, les effectifs du cheptel ovin sont divisés par trois entre 1882 et aujourd'hui. Dès 1920, ils ont baissé de plus de 60 % par rapport à leurs niveaux de 1882, notamment sous l'effet d'une plus grande concurrence pour la laine (Albitreccia, 1937). Enfin, au cours de la période, l'effectif du cheptel caprin est celui qui reste le plus stable parmi les différentes espèces.

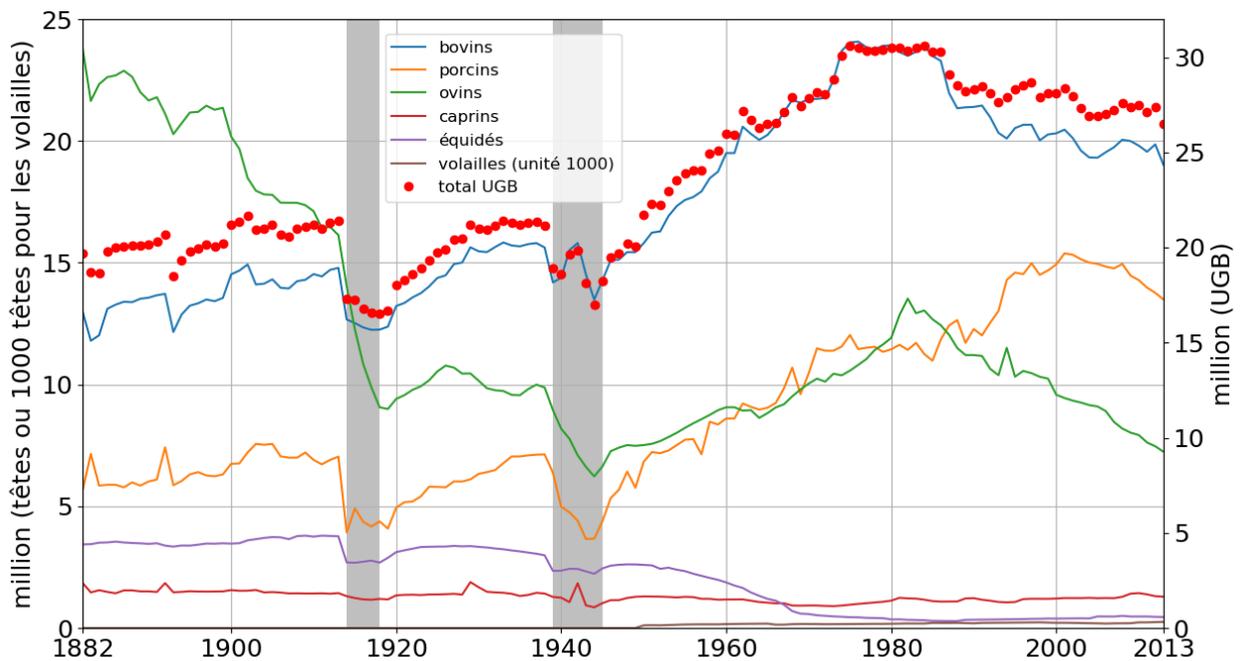


Figure 1.8 : Évolution du cheptel en France par espèce animale (axe de gauche) exprimée en millions de têtes (sauf pour les volailles en milliers de têtes) et la totalité du cheptel (axe de droite) exprimée en unités de gros bétail (UGB) entre 1882 et 2013. Les données d'effectifs de volaille qui sont très peu renseignées avant 1950 sont exclues. Sources : cette étude, (FAOSTAT, 2018; INSEE, 1990, 1990, 1952) pour les effectifs, (Eurostat, 2018) pour la table d'équivalence UGB considérée constante au cours du temps.

Données et calcul des productions animales

Nous comptons dans la production animale : les viandes par espèce animale, le lait (de vache essentiellement et lait de brebis et chèvre) et les œufs. Nous ne considérons pas les productions dites de matière des animaux comme les laines, peaux et cuirs, miel et cire et ni les produits de la sériciculture (culture de soie). Les statistiques sur la production de viande renseignent en poids carcasse. Jusque dans les années 1960, cette production est comptabilisée en distinguant les viandes abattues dans les abattoirs publics et abattus à la ferme (dans les tueries particulières

et chez les particuliers). Certaines données statistiques sur la production de viande étaient sous-estimées avant la Seconde Guerre mondiale pour échapper à la taxe de l'abattage (Toutain, 1971). Ces données ont été corrigées parfois de plus de 30% par la suite par l'INSEE à partir des données de collecte de cuirs et peaux et ce sont ces dernières données publiées à posteriori (après 1946) que nous avons utilisées.

Les productions animales par espèce ne commencent à être inscrites de manière systématique dans les statistiques agricoles annuelles qu'à partir de la statistique de 1937. Les productions de viande non renseignées par espèce pour les années 1883-1891, 1893-1928, 1930-1932 ont été reconstruites à partir des effectifs de cheptel et par interpolation des facteurs de productivité connues pour les années 1882, 1892, 1929 et 1933. Le facteur de productivité ($FP_{i,n}$) d'une espèce animale i pour l'année n est défini comme la productivité énergétique par tête de bétail (kcal/tête/année) (équation 1.2).

$$FP_{i,n} = E_{prod\ i,n} / Cheptel_{i,n} \quad (1.2)$$

Où $E_{prod\ i,n}$ est la production animale (viande et lait selon les espèces) exprimée en énergie brute et $Cheptel_{i,n}$ l'effectif de l'espèce animale i durant l'année n . Les contenus énergétiques des productions animales sont résumés dans le Tableau A1.1 en annexe. FP reproduit les changements de productivité de l'ensemble du cheptel car il intègre à la fois les changements de rendement unitaire et les changements liés au nombre de cycles de production. C'est un indicateur du changement d'intensification du secteur d'élevage (Gilbert et al., 2015), qui sera également utilisé dans la section 1.4.1, pour estimer l'historique des efficacités de conversion énergétique par catégorie de production animale. Par ailleurs, nous avons considéré que toute différence interannuelle positive des effectifs de cheptel pour les bovins, porcins et ovins entre une année n et $n-1$, est une production de viande au cours de l'année n en multipliant la différence d'effectifs par un poids équivalent moyen carcasse de l'espèce animal.

Les estimations de production de lait sont plus complexes puisqu'une partie du lait trait est autoconsommée en tant qu'aliment des veaux de la ferme. Nous avons considéré les données reconstruites de *Toutain* (1971) pour les années entre 1882 et 1929 à la fois pour la production de lait (estimées à partir d'hypothèses de consommation humaine et animale), de viande volaille et d'œufs (estimées à partir des données de consommation humaine pour la ville de Paris disponibles dans les statistiques).

À partir de la reconstruction des données de productions animales, nous pouvons calculer la production animale annuelle PA totale de la France en énergie ou en azote.

Alimentation animale

Pour reconstituer l'alimentation du bétail (AA), nous cherchons à distinguer d'une part les ressources fourragères qui sont exclusivement dédiées aux animaux et d'autre part celles qui sont soit destinées aux animaux soit à l'alimentation humaine soit à d'autres usages. Pour la première partie des ressources, nous pouvons facilement identifier les tourteaux d'oléagineux, les cultures fourragères annuelles (maïs fourrager et fourrages verts) ainsi qu'une part de la production d'herbe des prairies et des pailles de céréales. Pour la deuxième partie, nous nous appuyons sur les bilans alimentaires disponibles. Cette partie de ressources concerne surtout les céréales, les légumes secs et les pommes de terre. Pour la période de 1961 à 2013, ces données sont renseignées dans les bilans alimentaires de la FAOSTAT (FAOSTAT, 2018). Pour la période de 1956 à 1960, elles sont renseignées dans les bilans alimentaires rétrospectifs (Ministère de l'Agriculture, 1975). Pour la période de 1882 à 1955, nous avons fait l'hypothèse que les parts de la production par culture, destinés à la totalité de l'alimentation animale (alimentation du bétail pour la production animale et alimentation des animaux de travail) étaient égales aux valeurs moyennes de 1956 à 1960. Elles sont considérées constantes entre 1882 et 1955 et égales à 100% pour l'avoine, 80% pour l'orge, 87% pour le maïs, 33% pour les pommes de terre et 50% pour les légumes secs. Pour déterminer AA, il est indispensable de retirer la nourriture des animaux de travail du calcul de la disponibilité des ressources fourragères. L'alimentation des animaux de travail est détaillée dans le chapitre 2, à partir des effectifs des animaux de travail et du temps de travail extraits des statistiques agricoles et les valeurs de consommation d'énergie des animaux de travail disponibles dans la littérature. Une partie des aliments du bétail provient des importations. Les importations nettes d'aliments du bétail (AA_{imp}) pour chaque année sont calculées avec l'équation 1.3.

$$AA_{imp} = \sum_i \text{Max}(Imp_i - Exp_i; 0) \quad (1.3)$$

Où i est une catégorie d'aliment et Imp_i et Exp_i sont les volumes d'importations et exportations de la France du produit i

Pour la période de 1961 à 2013, les échanges annuels commerciaux (Imp_i et Exp_i) sont disponibles dans la FAOSTAT (FAOSTAT, 2018). Pour la France, la somme des importations nettes de l'équation 1.3 concerne exclusivement les oléagineux (grains et tourteaux d'oléagineux). Le solde des échanges est négatif pour les autres cultures. Pour les années

antérieures à 1961, nous avons fait deux hypothèses de modélisation. La première hypothèse suppose une augmentation linéaire des importations d'oléagineux partant de zéro en 1945 pour atteindre la valeur renseignée de 1961 dans la FAOSTAT (FAOSTAT, 2018). La seconde hypothèse suppose que les importations en termes de céréales ou pailles pour l'alimentation du bétail sont négligeables avant 1961. En effet, la France a des échanges commerciaux dès la première moitié du XIXe siècle avec les colonies et quelques pays européens. Cependant, les informations disponibles sur les échanges de céréales sont très partielles et ne sont souvent renseignées qu'en termes de flux monétaire (dans les balances commerciales des échanges).

Efficacité de conversion des animaux

Comme évoqué dans la section 1.3.1, l'efficacité de la conversion énergétique de la production animale (ECE) est le rapport entre la production animale (PA) et les ressources fourragères consommées par les animaux (AA) exprimées en énergie (PA et AA sont calculés respectivement dans les deux sous-sections précédentes). Ce rapport peut aussi être calculé en unités d'azote, auquel cas nous l'appelons NCE (abréviation pour *Nitrogen Conversion Efficiency*). En effet, de même que les rations animales répondent à un besoin en énergie des animaux, elles répondent également à un besoin en protéines. Les protéines sont des molécules complexes ayant comme unités constitutives les acides aminés composés en moyenne à 16 % d'azote. Les protéines sont essentielles dans de nombreux processus comme la constitution des os, des muscles, la croissance et l'entretien des tissus organiques. Enfin pour que l'alimentation soit équilibrée selon le stade physiologique de l'animal, il faut un équilibre optimal en rations énergétiques et protéiques. Le calcul des rations adapté aux besoins de l'animal, qui eux dépendent des objectifs des productions animales n'a cessé d'être amélioré et répertorié dans des tables d'alimentation mises à jour régulièrement par les instituts agronomiques nationaux (INRA, 2018a; NRC, 2016).

La Figure 1.9 montre l'historique obtenu de la modélisation des efficacités de conversion énergétique et azote de la production animale en France. Tous animaux confondus, l'ECE et la NCE ont été multipliés par un facteur 1.8 et 2.2 respectivement au cours de la période. Ce résultat permet de caractériser les gains de productivité du secteur de l'élevage qui intègre des changements dans le mixte de la production animale en France. La trajectoire obtenue de l'ECE est en accord avec celle calculée par *Smil* (2000) sur le temps long pour des systèmes d'élevage en Amérique du Nord. Les gains d'efficacité de conversion reflètent une série de

transformations dans les pratiques de production d'élevage, de l'amélioration génétique du cheptel, d'amélioration des rations animales et des effets d'échelle résultant des exploitations d'élevage intensifs. Un exemple illustratif de ces améliorations est celui du gain de productivité dans la production de lait des vaches laitières. Cette production passe en moyenne de 1500 litres en 1892 à 6700 litres de lait par an par vache aujourd'hui (FAOSTAT, 2018; Ministère de l'Agriculture, 1898). Nous détaillons l'augmentation d'efficacité par espèce animale pour la période 1961 à 2013 dans la section 1.4.

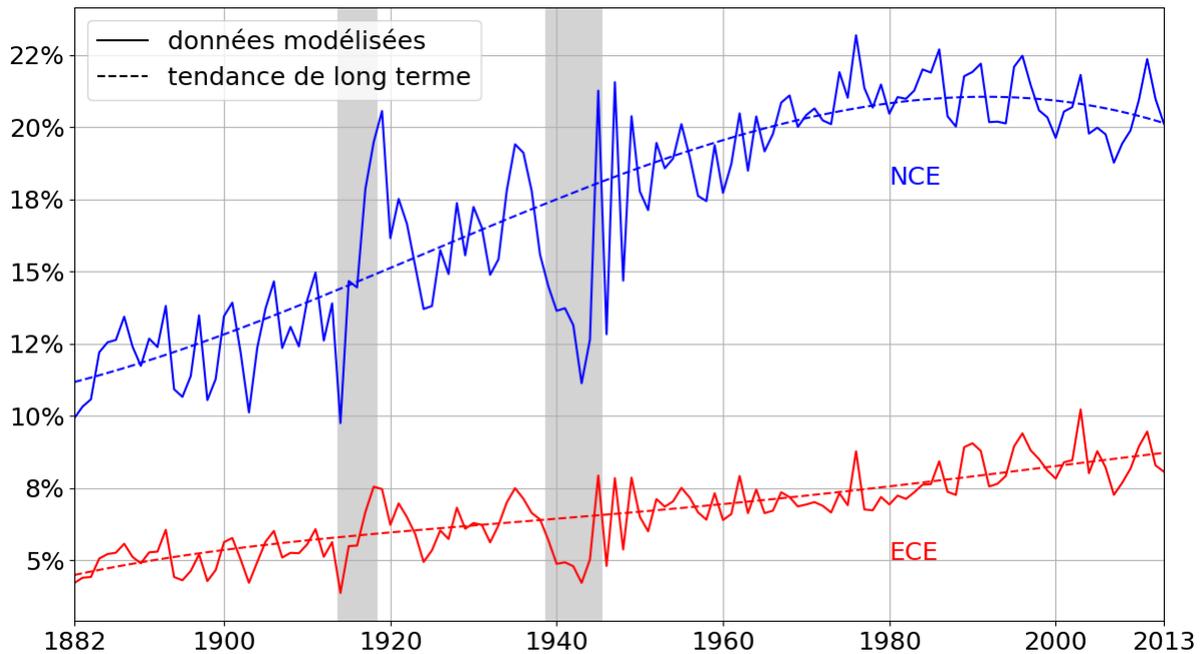


Figure 1.9 : Évolution de l'efficacité de conversion énergétique (ECE) et azote (NCE) des animaux en France entre 1882 et 2013. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

L'efficacité de conversion agrégée¹⁵ de la production animale impacte fortement la valeur de la production nette agricole (équation 1.1) et donc la capacité nourricière potentielle. Pour autant, les séries temporelles des efficacités de conversion restent très peu documentées dans la littérature scientifique. La perspective historique de modélisation d'efficacité de conversion de la production animale peut s'avérer également très utile dans des modélisations prospectives de l'agriculture. L'ECE permet entre autres de faciliter les modélisations de potentiel de bioénergie à partir des excréments animaux comme nous le démontrerons à l'échelle de la France dans le

¹⁵ Nous utilisons le terme d'ECE agrégé pour l'ECE pondéré de toutes les productions animales pour le distinguer des ECE par catégorie de production animale.

chapitre 3. De son côté, la NCE permet d'estimer les pertes d'azote des systèmes d'élevage et cet indicateur se révèle précieux lorsqu'il s'agit de le combiner avec les taux de recyclage des effluents d'élevage comme nous l'appliquerons à l'échelle du monde dans le chapitre 4. Enfin, il est intéressant de constater que le transfert d'énergie d'un végétal à un animal est d'un ordre de grandeur supérieur à celui du transfert d'énergie du soleil au végétal, accompli lors de la photosynthèse. En effet, l'ECE agrégé est aujourd'hui autour de 8% (Figure 1.9) et le rendement de la photosynthèse η de 0.25% (Figure 1.7).

1.3.5 Production nette agricole

A l'aide des calculs de PA, ECE, NPP et AA_{imp} effectués dans les sections précédentes, nous pouvons modéliser l'évolution de la production nette agricole de la France à la fois en termes d'énergie (NP) et d'azote (N_{NP}) à l'aide de l'équation 1.1 (Figure 1.10).

Alors que la SAU a diminué de 20% (Figure 1.5), NP a triplé au cours de la période étudiée (Figure 1.10a) pour atteindre une production de 1200 PJ grâce à l'effet cumulé de l'augmentation des rendements agricoles (Figure 1.6) et des gains en efficacité de conversions énergétiques de la production animale (Figure 1.9). Cependant, le rythme de croissance de la production ralentit depuis une dizaine d'années, ce qui est une tendance observée dans d'autres pays européens (Gingrich et al., 2015). D'une part, le ralentissement est dû à l'augmentation de la production animale qui se traduit par une plus grande dissipation de la biomasse végétale extraite. Les transitions vers des régimes alimentaires plus riches en produits animaux tendent à réduire la production nette. En France, la production animale a été multipliée par 4 et la part de la production animale dans la production nette a doublé sur la période d'étude. D'autre part, la production nette semble atteindre un plateau en raison de la saturation des rendements des cultures (Figure 1.6).

Si nous observons les données de production nette (NP) plus en détails, nous constatons que la production agricole en France est au plus bas en 1947¹⁶ à la sortie de Seconde Guerre mondiale et d'un hiver particulièrement froid, soit 45% plus faible qu'en 1882.

¹⁶ Bossuat (1997) précise que Vincent Auriol, président de la République française écrit en 1947 dans son journal la « situation est effroyable, grèves, pénuries de pain. Où va-t-on ? ».

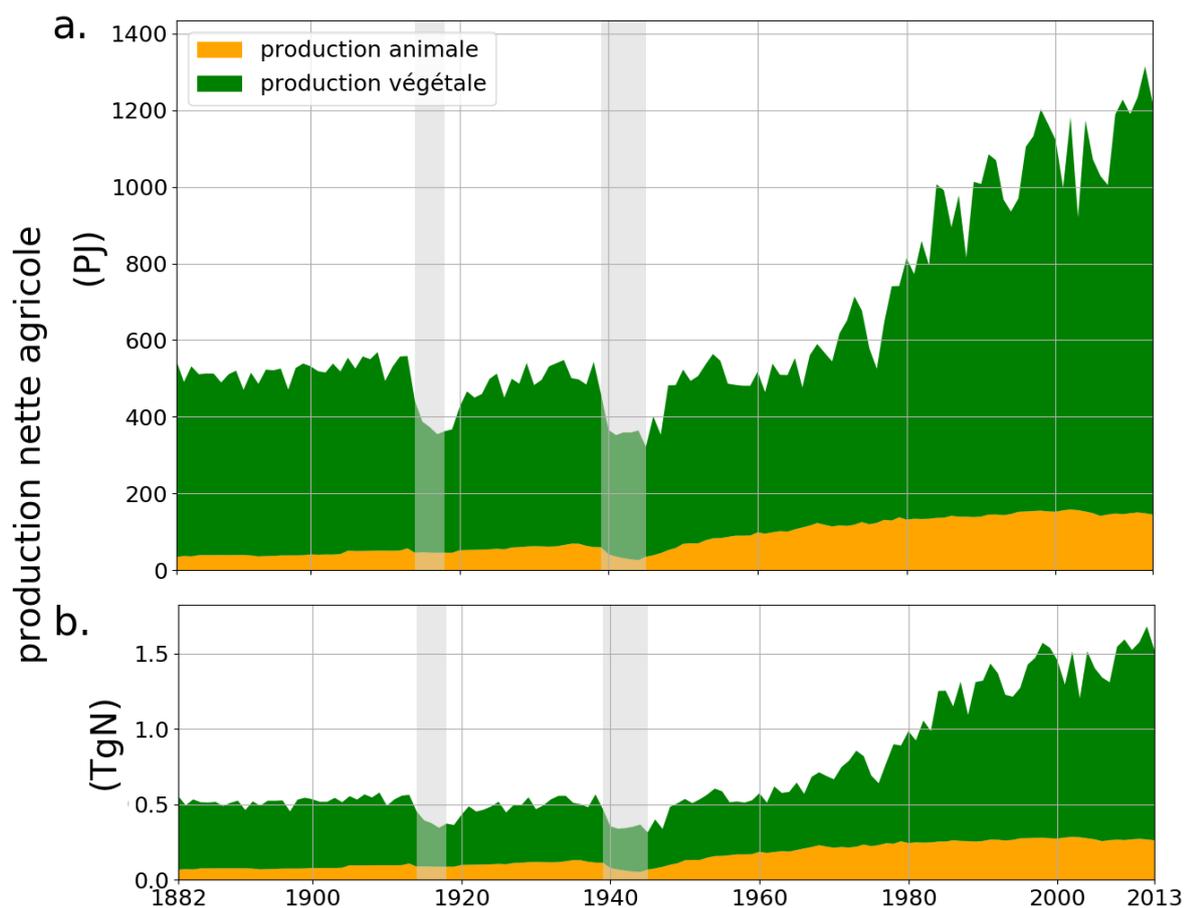


Figure 1.10 : Évolution la production nette agricole en France décomposée en production végétale et animale entre 1882 et 2013 a. NP exprimée en énergie PJ b. N_{NP} exprimée en azote TgN. Source : cette étude.

Du point de vue azote, la production nette (N_{NP}) est aujourd'hui autour de 1.5 TgN (Figure 1.10b) et il est intéressant de noter que la part de production animale dans la production totale est plus importante lorsqu'elle est exprimée en azote. Aujourd'hui la production animale est 18% de la production nette exprimée en azote contre 12% de la production nette exprimée en énergie.

Un autre moyen de rendre compte du poids de l'alimentation animale dans la production agricole est de la mettre en perspective directement avec les productions agricoles primaires NPP_e ou nette NP. L'alimentation du bétail représente aujourd'hui autour de 1700 PJ ce qui correspond à 65% de la NPP_e. La Figure 1.11 compare au cours du temps l'alimentation du bétail à la NP. L'alimentation du bétail est aujourd'hui 1.4 fois plus importante que la NP. Ce rapport était plus élevé en début de période. Ce résultat peut paraître contre-intuitif si on regarde seulement l'augmentation de la production animale au cours du temps évoqué précédemment. Cette part relative élevée de l'alimentation du bétail en début de période est justifiée pour trois

raisons. D’abord elle signifie simplement que la part de végétaux dans la NP a augmenté, grâce à l’augmentation des rendements des grandes cultures. Ensuite, dans l’agriculture préindustrielle contrairement à aujourd’hui, la part de production allouée à l’alimentation du bétail est fonction de la surface des prairies et du nombre de ruminants, qui sont les déterminants des niveaux de la production agricole. En effet, la sécurité alimentaire préindustrielle dépend de l’utilisation du fumier et nécessite d’avoir un certain niveau de production animale, et donc d’animaux capables de valoriser les prairies qui sont fixatrices d’azote et source de fertilisation. Nous reviendrons plus en détail sur le rôle des prairies et des bovins dans le chapitre 2. Enfin l’ECE a augmenté sur toute la période grâce à des gains de productivité et des améliorations dans l’optimisation des rations animales mais surtout grâce un changement de mixte de production animale en faveur des monogastriques (Figure 1.8). Ces derniers ont un ECE plus élevé que celui du bovin mais nécessitent une alimentation à base de céréales et tourteaux. Nous quantifions cette différence d’ECE entre espèces animales pour la période 1961 et 2013 dans la section suivante. La droite de la Figure 1.11 indique qu’environ la moitié de l’alimentation du bétail provient de céréales, tourteaux et fourrages annuels pour l’année 2013. Ces trois cultures occupent des surfaces qui sont en compétition directe avec l’alimentation humaine.

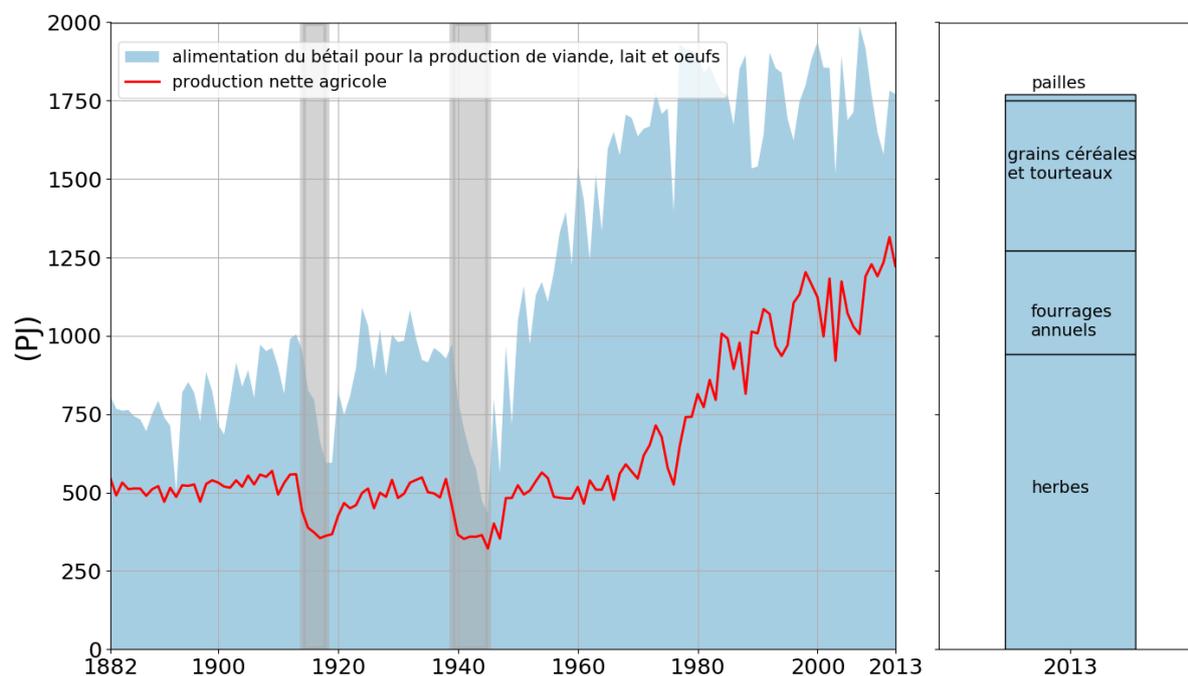
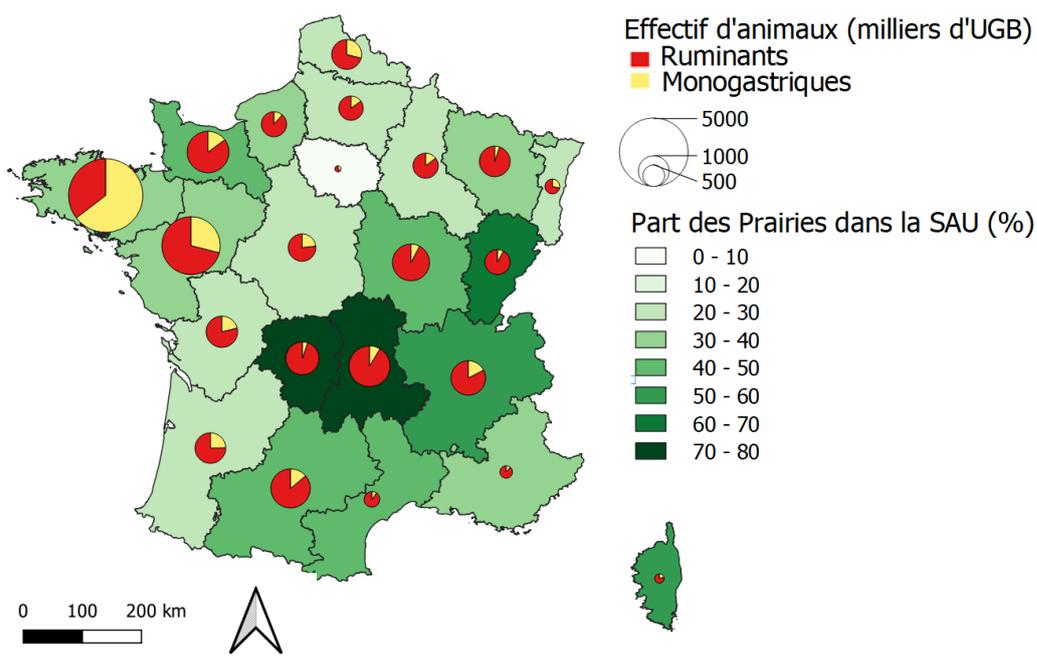
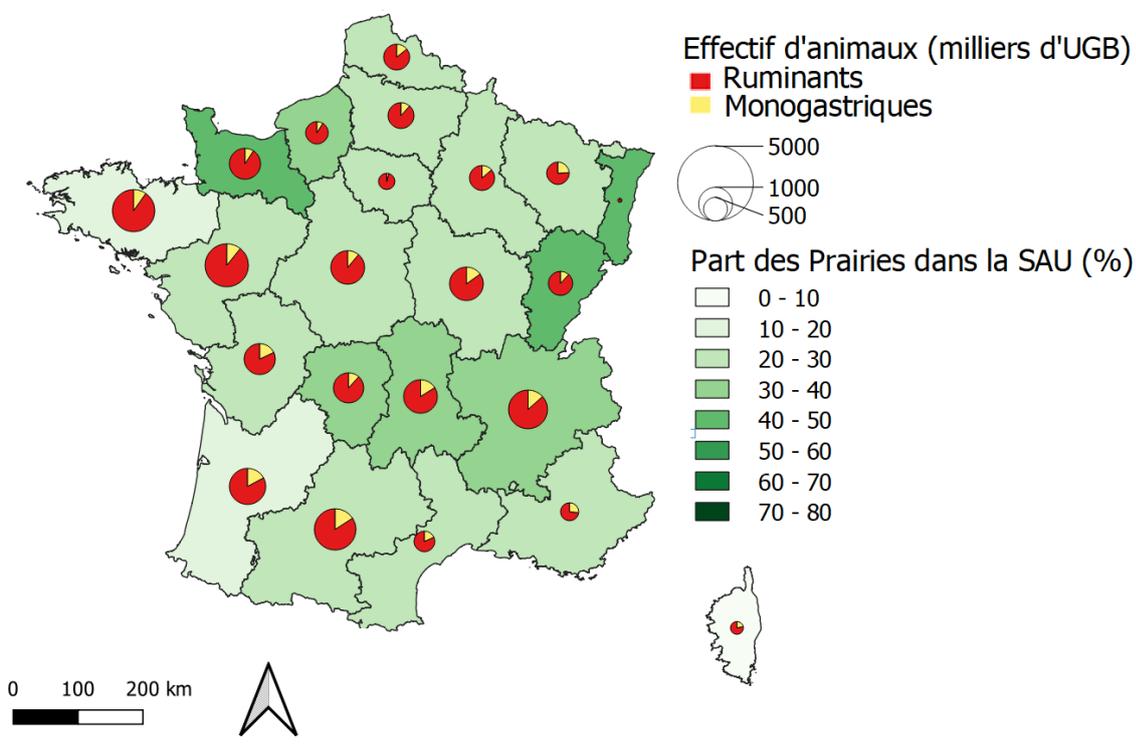


Figure 1.11 : Comparaison de l’alimentation du bétail (pour la production de viande, lait et œufs) et la production nette agricole entre 1882 et 2013. Le panel de droite de la figure montre la composition des rations alimentaires en 2013. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b)

Enfin, l'évolution de la production animale au cours de la période présente une variabilité importante à l'échelle régionale. Les Carte 1.1 et Carte 1.2 permettent de saisir ce contraste régional en comparant la répartition des effectifs des animaux d'élevage exprimés en UGB en 2013 et en 1892 respectivement. Ce contraste traduit la spécialisation régionale de l'élevage en France. Il est intéressant de remarquer également que la différenciation des régions selon le rapport de surface des prairies sur la SAU est plus marquée aujourd'hui qu'en 1892 (voir Carte 1.1 et Carte 1.2). Par ailleurs, ces deux cartes renseignent sur la taille des effectifs des ruminants et celui des monogastriques. Les trois régions Bretagne, Pays de la Loire, et Basse-Normandie aujourd'hui produisent plus de la moitié de la production animale en France (Carte 1.1). Et parmi ces trois régions, les deux premières produisent plus des deux tiers de la production nationale de viande monogastrique (porc et volaille).



Carte 1.1 : Effectif des animaux sur pied exprimé en UGB et réparti entre ruminants et monogastriques et la part des prairies dans la SAU (%) par régions en 2013. Source : cette étude, (Agreste, 2019)



Carte 1.2 : Effectif des animaux sur pied exprimé en UGB et réparti entre ruminants et monogastriques et la part des prairies dans la SAU (%) par régions en 1892. Source : cette étude, (Ministère de l'Agriculture, 1898).

1.4. Focus sur le secteur de l'élevage de 1961 à 2013

1.4.1 Rations et efficacités de conversion par catégorie animale

Nous choisissons de focaliser notre analyse sur la période de 1961 à 2013 parce qu'elle coïncide avec la période de transformation majeure du système d'élevage. Cette période est également choisie parce que les données disponibles sur l'alimentation du bétail sont plus détaillées que pour la période antérieure. Les données du commerce international, qui gagne beaucoup en ampleur à partir de 1960, sont également plus précises dans la base de la FAO qui commence en 1961. En limitant l'analyse à cette période, notre objectif est de caractériser : i. le passage d'un système d'élevage essentiellement basé sur des ressources végétales inconsommables par les humains, vers un système spécialisé et davantage en compétition avec l'alimentation humaine et ii. l'ouverture du système d'élevage au commerce international des aliments du bétail et des animaux.

Dans les sections qui suivent, nous proposons une méthodologie de calcul des efficacités de conversion énergétique (ECE) et la composition des rations alimentaires par catégorie animale dans une perspective historique et nous approfondissons deux métriques de l'emprise spatiale du secteur de l'élevage. La première métrique quantifie l'empreinte spatiale associée à la consommation française des produits animaux et la seconde porte sur le commerce virtuel de terres.

Nous calculons les ECE et les rations animales de manière distincte pour quatre catégories d'animaux depuis 1961 : bovins (viandes bovine et lait), porcins, volailles (poulet et œufs) et moutons et agneaux. Ces quatre catégories représentent plus de 97 % de la production et de la consommation animale en France (hors poissons). La Figure 1.12 résume la méthode de calcul utilisée pour reconstituer les historiques d'ECE et l'empreinte spatiale de chaque catégorie de production animale. La démarche comprend les quatre étapes principales suivantes : i) le calcul de l'ECE par catégorie de production animale ii) la composition des rations alimentaires, iii) le calcul de l'alimentation du bétail et le bilan des échanges du commerce international des productions animales iv) le calcul de l'empreinte spatiale à l'aide des rendements agricoles et des coefficients de répartition des sous-produits. Les deux dernières étapes sont détaillées dans la sous-section suivante.

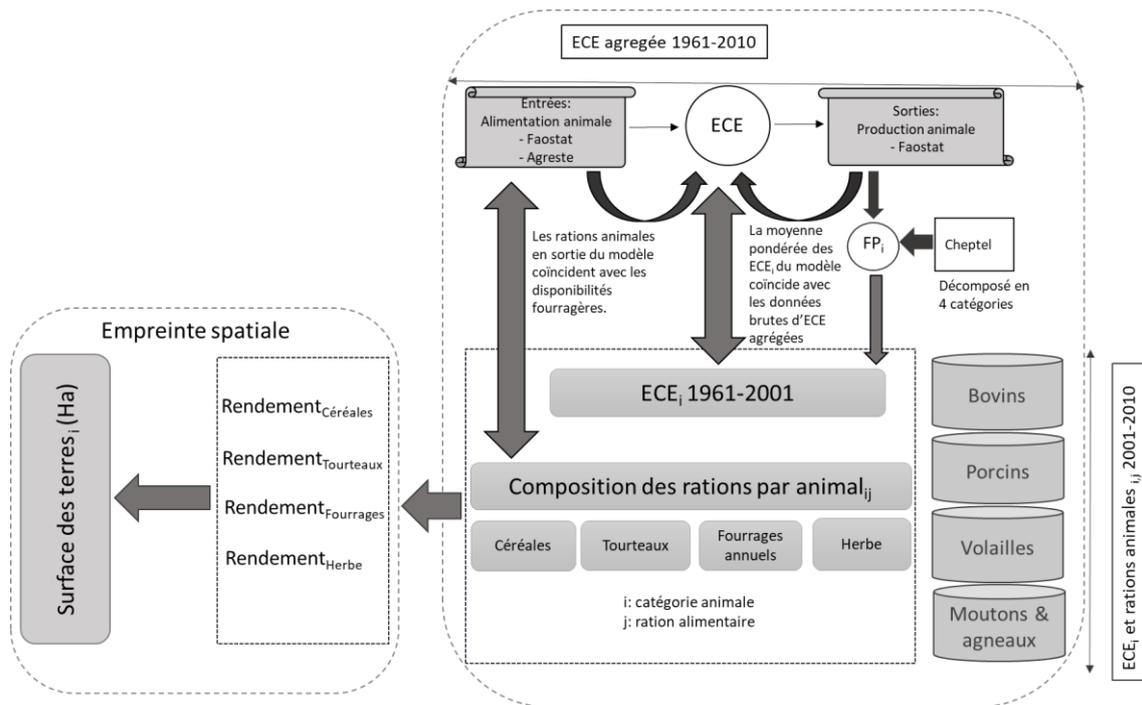


Figure 1.12 : Schéma de calcul des efficacités de conversion énergétique et des rations alimentaires par catégorie animale. Source : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017)

Comme évoqué dans la section 1.3.4, l'efficacité de la conversion énergétique de la production animale est le rapport entre produits animaux en sortie et produits végétaux consommés par les animaux en entrée exprimés en énergie brute ($ECE = E_{\text{sortie}} / E_{\text{entrée}}$). E_{sortie} est égale à PA qui était calculée en section 1.3.4 et exprimée en énergie. Nous décomposons $E_{\text{entrée}}$ en quatre catégories de ressources fourragères : céréales, tourteaux, fourrages annuels et herbe. Nous regroupons dans les cultures de fourrages annuels : le maïs fourrager, les fourrages annuels verts, racines et tubercules et également les légumes et légumineuses sèches.

Contrairement au calcul sur la période de 1882 à 2013, nous faisons le choix sur cette période récente de ne pas inclure les pailles de céréales qui sont négligeables à partir du milieu des années 1970. Concernant l'herbe des prairies dans la consommation animale, la variabilité annuelle de la production herbagère est généralement compensée par le stockage interannuel de foin. Toutefois, étant donné qu'aucune donnée sur les stocks de foin n'est disponible, nous avons lissé la variabilité interannuelle avec une moyenne glissante des productions annuelles et considéré que 100% de la production en herbe des prairies est consommée par les animaux. Ces deux changements d'hypothèse ont un faible impact sur le calcul de l'ECE agrégé par rapport au calcul précédent sur la longue durée (section 1.3.4). La différence de calcul porte surtout sur

la période de 1961 et 1970 à cause du changement d'hypothèse pour la part des pailles de céréales à l'alimentation animale.

Désagrégation de l'ECE par catégorie animale

Les rations alimentaires par catégorie de production animale ont été renseignées pour les années de 2001 à 2010 par le ministère français de l'agriculture (Agreste, 2013). Ces valeurs constituent la période de données dites « témoins » dans notre analyse pour la reconstruction historique de l'ECE_i par catégorie animale. La reconstruction historique de l'ECE repose sur l'hypothèse que la variation relative de l'ECE entre deux années (*n* et *n-1*) est égale à la variation relative du facteur de productivité (FP) (défini dans la section 1.3.4) entre ces deux années (équation 1.4). Ce choix d'hypothèse est validé à condition que pour chacune des années *n* la moyenne pondérée des ECE_i modélisées par catégorie animale (*i*) corresponde à l'ECE agrégé estimé à partir des données brutes.

$$\frac{FP_{i,n}}{FP_{i,n-1}} = \frac{ECE_{i,n}}{ECE_{i,n-1}} \quad (1.4)$$

$$ECE_{i,n} = E_{sortie\ i,n} / E_{entrée\ i,n} \quad (1.5)$$

Les entrées de ressources fourragères exprimées en énergie sont calculées avec l'équation 1.5 et sont utilisées pour déduire la composition des rations animales par catégorie animale.

Composition des rations animales

Les données sur la composition des rations animales par catégorie animales ont été estimées de 2001 à 2010 pour une synthèse d'analyse de l'alimentation animale par le ministère français de l'Agriculture (Agreste, 2013)¹⁷ et servent de données de référence pour ces années. Pour 1961, un jeu de pourcentages de rations par catégorie d'aliments est calculé avec la contrainte que la somme des entrées énergétiques calculée par catégorie d'aliments et par catégorie d'animaux corresponde à la disponibilité énergétique totale des aliments à destination des animaux par catégorie d'aliments. Le système d'équations n'est pas déterministe puisqu'il y a quatre équations avec seize inconnues. Toutefois, des contraintes spécifiques en matière d'alimentation, comme celles qui imposent que l'herbe et les fourrages annuels sont principalement consommés par les ruminants, permettent de réduire l'ensemble des solutions

¹⁷ Les données des résultats des analyses annuelles de 2001 à 2010 nous ont été adressé, sur notre demande, par le bureau des Synthèses statistiques conjoncturelles du Service de la Statistique et de la Prospective.

possibles à une poignée de compositions raisonnables des rations alimentaires. Pour toutes les années intermédiaires entre 1961 et 2001-2010, les rations sont calculées par interpolation linéaire des données FAOSTAT de l'alimentation du bétail (voir Figure A1.2 en annexe). Il s'agit d'une approximation simple qui correspond assez bien à la disponibilité totale des aliments par catégorie d'aliments. Le lait utilisé comme aliment pour animaux (veaux pour l'essentiel et porcins) est un cas particulier parce qu'il s'agit d'un produit d'origine animale incorporant déjà une ECE. Nous avons converti le lait produit en céréales, tourteaux, fourrages et herbe selon la composition des rations alimentaires d'une vache laitière avec une ECE de 17% qui est la valeur de ces dernières années (2001-2010).

La Figure 1.13 montre l'efficacité de conversion énergétique par catégorie de production animale et agrégée pour l'ensemble de la production animale. La partie droite de la Figure 1.13 montre les données témoins pour la période 2001-2010. Les données par années sont disponibles en annexe dans le Tableau A1.3. L'intérêt de cette figure comparé à l'analyse effectuée précédemment entre 1882 et 2013 pour l'ECE agrégé dans la section 1.3.4 réside dans les évolutions d'ECE par catégorie de production animale. L'augmentation la plus importante concerne la volaille avec plus de 84 % sur la période de 1961 et 2010, suivi du porc qui a augmenté de 17 % et la viande de bœuf et le lait de 27 %. La production des viandes de moutons et agneaux, qui ne représente que 1 à 2 % de la production totale animale annuelle tout au long de la période, affiche une hausse de 65 % de l'ECE. Aujourd'hui les productions de viandes de volailles et d'œufs sont actuellement plus efficaces que celles du porc à la suite d'une multiplication par trois du nombre moyen de cycles de production par an (Figure 1.13) entre 1961 et 2010. L'ECE agrégé a augmenté de 45 % entre 1961 et 2010 et sa valeur reste en grande partie déterminée par la production de viande bovine et de lait.

La Figure 1.14 montre la composition des rations en termes d'apport énergétique par catégorie d'aliment et par animal en 1961 et 2010. La composition des rations par année est détaillée dans le Tableau A1.4 de l'annexe. Il n'est pas surprenant de constater que les rations sont très différentes entre les ruminants (bovins, moutons et agneaux) et les monogastriques (volailles et porcins). Les ruminants sont principalement nourris d'herbe et de fourrages annuels alors que les monogastriques sont principalement nourris des céréales et de tourteaux d'oléagineux. Toutefois, la composition des rations de chaque catégorie d'animaux a également changé avec le temps. Dans les rations destinées aux volailles, la part des tourteaux a quadruplé par rapport à celle des céréales. Dans les rations porcines, les tourteaux ont triplé en faveur d'une petite

réduction de la part des céréales. Néanmoins, les céréales constituent encore environ les deux tiers des rations pour la production des monogastriques (volailles et porcins). Enfin, la part des fourrages annuels, céréales et tourteaux a presque triplé par rapport à l'herbe dans les rations des ruminants.

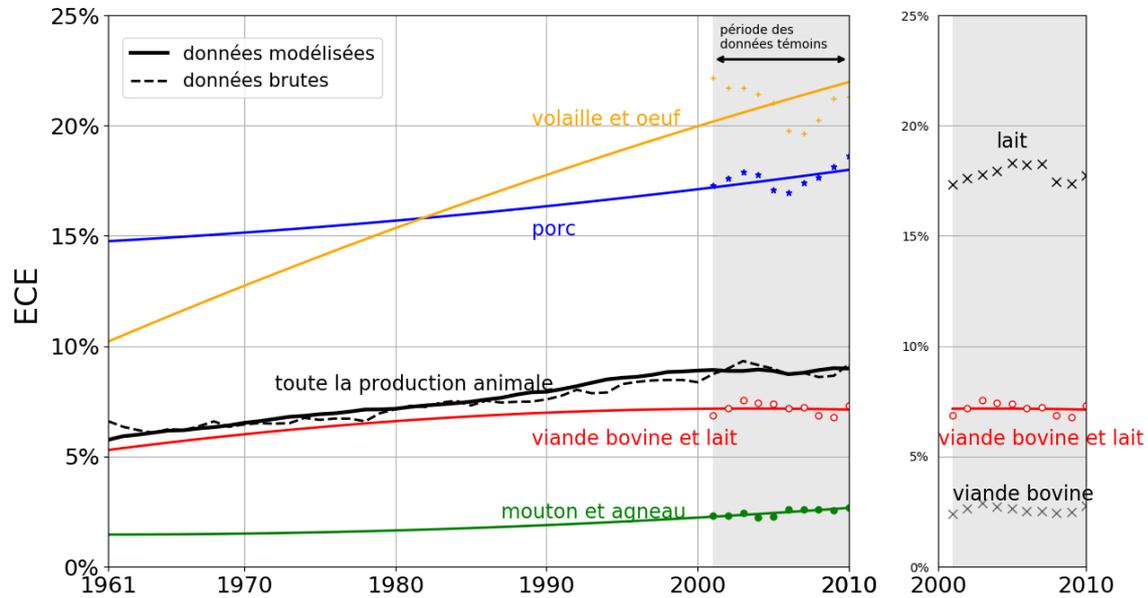


Figure 1.13 : Évolution de l'ECE par catégorie animale et agrégé pour toute la production animale entre 1961 et 2010. Les ECE pour la viande bovine et lait pour la période témoin sont indiqués séparément dans le panel de droite. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017)

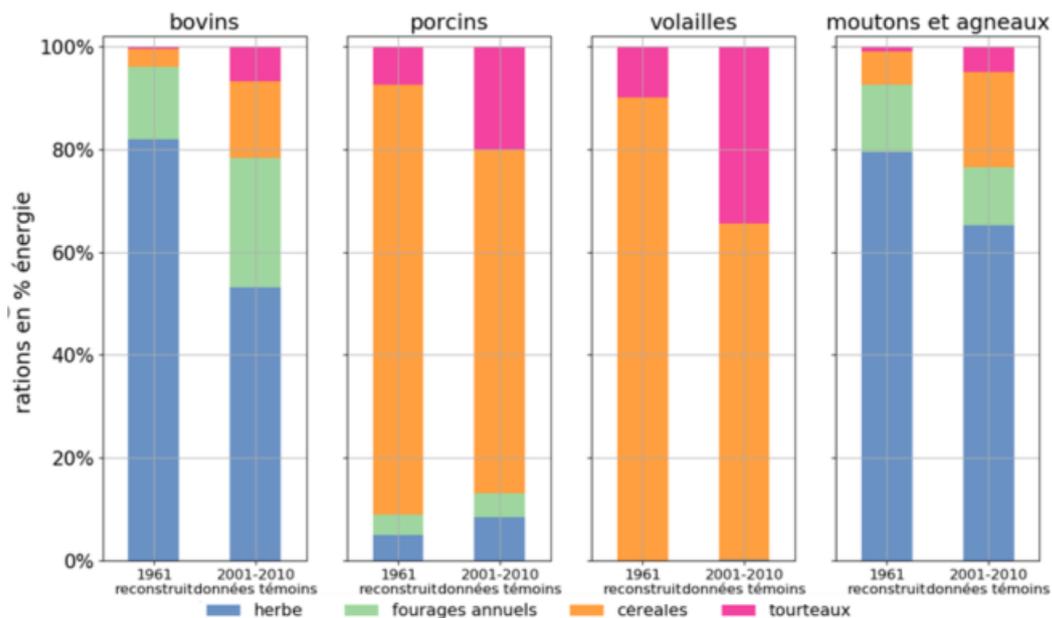


Figure 1.14 : Composition des rations alimentaires par catégorie animale en termes d'apport énergétique en 1961 et aujourd'hui. Sources : cette étude pour 1961 et combinant avec (Agreste, 2013a) pour 2001-2010, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).

Notre modélisation reproduit bien les données brutes disponibles sur la disponibilité totale des aliments pour animaux et l'ECE agrégé tout au long de la période à l'étude. Les écarts sont plus importants au début de la période et sont dus à la non prise en compte de la paille que nous avons décidé de négliger sur toute la période. Aujourd'hui, dans des conditions normales de productivité, seulement 2 % environ de la production totale de paille est utilisée comme fourrage (Agreste, 2013), mais cette part est susceptible de fluctuer en fonction du climat ou d'autres facteurs d'instabilité affectant la productivité agricole. En ce qui concerne les écarts entre l'utilisation reconstituée et l'utilisation réelle des aliments pour animaux par catégorie d'aliments (voir Figure A1.2 en annexe), ils indiquent que l'approximation linéaire de la composition des rations surestime l'utilisation des céréales et sous-estime l'utilisation de l'herbe entre les années 1980 et les années 2000. L'écart provient très probablement de la composition des rations bovines et n'a pas d'incidence sur les résultats de l'ECE ni sur la tendance générale d'une substitution importante de l'herbe par les céréales dans les rations bovines au cours de la période étudiée.

Les valeurs d'ECE pour la période actuelle sont proches des valeurs obtenues par l'analyse de *Shepon et al.* (2016) pour les systèmes d'élevage aux États-Unis en particulier pour la production de viande bovine, lait et volailles. En revanche, nous obtenons des valeurs d'ECE pour la viande porcine autour de 18% aujourd'hui plus élevées que celles estimées par *Shepon et al.* (2016) qui donnent une valeur moyenne estimée de 9% et un écart type de 4%. Nos calculs pour la viande porcine sont plus en accord avec l'analyse de *Smil* (2000) qui indique un intervalle de 15 à 20% pour cette catégorie de production. Les séries temporelles de l'ECE restent très peu documentées dans la littérature scientifique. Les niveaux d'efficacité de conversion énergétiques dépendent du niveau d'industrialisation des systèmes d'élevage et notre analyse montre bien que l'ECE n'est pas une variable invariante dans le temps. La plupart des autres analyses sur l'efficacité de conversion du fourrage en production animale se concentrent sur un calcul en un point donné dans le temps en raison du manque de données sur les rations animales (Chatzimpiros et Barles, 2010; Shepon et al., 2016; Smil, 2000; Wirsenius et al., 2010). Au cours de ces 50 dernières années, l'ordre des ECE entre le porc et la volaille a changé, tandis que la catégorie des bovins demeure de loin celle qui a l'ECE la plus faible. Il faut garder à l'esprit que le calcul de l'ECE pour les bovins est très dépendant des parts relatives de lait et de viande dans la production totale et donc masque la différence d'efficacité 6 fois supérieure entre le lait et la viande bovine (Chatzimpiros, 2011; Smil, 2000). Cependant l'ECE

globale de la catégorie bovine fournit une bonne estimation de l'efficacité de l'ensemble du cheptel bovin.

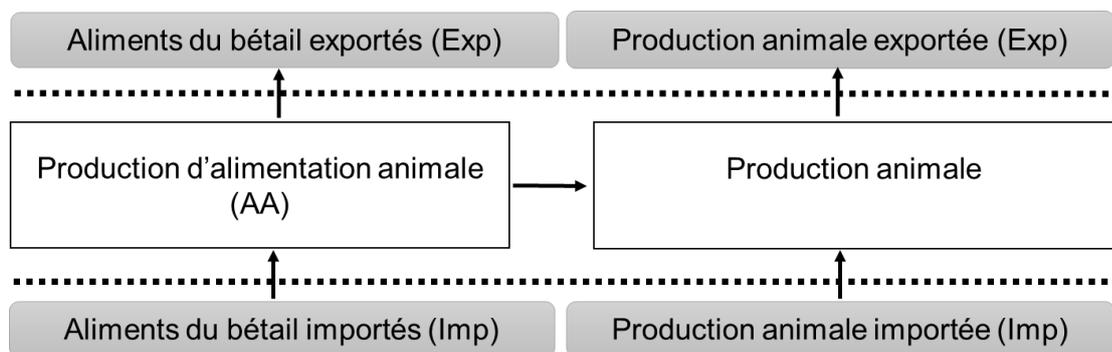
1.4.2 Empreinte spatiale de l'élevage et du commerce associé

Commerce physique d'aliments du bétail, des productions animales et des animaux vivants

Le commerce international des aliments du bétail et des animaux est un phénomène majeur qui s'est développé au cours des dernières décennies, principalement sous l'effet de l'industrialisation du secteur de l'élevage dans le monde entier. Il consiste essentiellement en un transfert massif des excédents d'aliments pour animaux, de régions du monde caractérisées souvent par des systèmes de monoculture et peu de bétail, vers des régions spécialisées dans les élevages hors-sol (Naylor et al., 2005). Contrairement aux élevages traditionnels pastoraux limités aux surfaces et ressources fourragères disponibles localement, les élevages intensifs et hors-sol délocalisent leur besoin en surfaces d'approvisionnement. Les systèmes agricoles anciennement mixtes et locaux sont maintenant de plus en plus intégrés dans des systèmes plus interdépendants à l'échelle mondiale. Ce changement a des implications majeures sur le cycle global, le commerce et les pertes de nutriments (Lassaletta et al., 2016, 2014a). Par exemple, l'Amérique du Sud a émergé comme la grande région exportatrice mondiale de soja, avec des volumes d'exportation qui ont été multipliés par 35 entre les années 1970 et 2010 (FAOSTAT, 2018). À ce commerce physique d'aliments du bétail sous-tend un commerce virtuel de ressources naturelles associées à la production de ces aliments (Allan, 1998). Par conséquent, les systèmes d'élevage qui importent des aliments du bétail, dépendent de plus en plus d'un commerce virtuel de terres, d'eaux, de nutriments et de toutes autres ressources consommées à distance pour la production des aliments du bétail (Burke et al., 2009; Chatzimpiros et Barles, 2010; Galloway et al., 2007; Lassaletta et al., 2016; Qiang et al., 2013; Würtenberger et al., 2006).

Afin de caractériser le développement des échanges internationaux du secteur de l'élevage, nous établissons le bilan de la disponibilité intérieure, pour chaque catégorie d'aliment du bétail et par catégorie animale, à partir de la production (Prod), les importations (Imp) et les exportations (Exp) (FAOSTAT) pour déduire les taux d'autosuffisance par produit, aussi bien en termes d'énergie qu'en termes de surfaces de cultures (Figure 1.15). Le commerce international des productions animales comprend les animaux vivants (AV comptabilisés en têtes) et les productions animales (PA comptées en tonnes). Les AV sont convertis en équivalent

viande en utilisant le rendement par animal disponible dans la FAOSTAT. Tous les AV importés sont considérés comme étant abattus parce que la FAO malheureusement ne distingue pas les importations de AV en termes de leur utilisation finale (c'est-à-dire abattage ou engraissement). Cette simplification implique une légère sous-estimation des importations des productions animales. En ce qui concerne le bilan de l'alimentation du bétail, il convient de noter l'hypothèse sous-jacente selon laquelle nous considérons les parts d'origine de chaque produit égales aux parts d'origine dans la disponibilité totale (*Disponibilité*) du produit dans la catégorie concernée. En effet, les céréales, par exemple, peuvent être destinées aussi bien à l'alimentation animale, l'alimentation humaine, utilisée comme matière première en tant que combustibles, ou à d'autres usages. Ce sont donc autant de parts d'origine potentiellement différentes par usage. Parallèlement, nous gardons trace de la part commune de type de ration animale ou type de production animale dans les importations et les exportations afin de tenir compte d'éventuelles boucles circulaires d'échanges au sein du commerce international.



$$\text{Disponibilité}_i = \text{Prod}_i - \text{Exp}_i + \text{Imp}_i$$

$$\text{AV Total}_j = \text{AV Prod}_j + \text{AV Imp}_j$$

$$\text{Surface_ImpAA}_i = \text{AA} \times (\text{Imp}/\text{Disponibilité}_i) / \text{rendement}$$

$$\text{Surface_ExpAA}_i = \text{AA} \times (\text{Exp}/\text{Disponibilité}_i) / \text{rendement}$$

$$\text{Surface_Imp_Produits du bétail}_j = \text{PA Imp}_j / \text{ECE}_j / \text{rendement}$$

$$\text{Surface_Exp_Produits du bétail}_j = (\text{PA Exp}_j + \text{AV Exp}_j) \times (\text{AV Prod}_j / \text{AV Total}_j) / \text{ECE}_j / \text{rendement}$$

Figure 1.15 : Schéma de calcul du bilan des échanges du commerce international des productions animales (i.e. animaux vivants et produits animaux finis) et des parts d'origines des aliments du bétail. Sources : cette étude et adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).

Nous proposons une première analyse de la part des importations nettes physiques sur la disponibilité en distinguant les céréales et les oléagineux. La France est un exportateur net de céréales tout au long de la période de 1961 à 2013 et un importateur net de tourteaux (Figure 1.16). Les céréales et les tourteaux sont les deux principales matières premières incorporées dans les aliments concentrés pour animaux. La décomposition des échanges commerciaux par

type de culture d'oléagineux révèle une grande variabilité dans les bilans nationaux d'approvisionnement et une tendance récente vers un équilibre entre production et consommation nationales pour le colza et le tournesol. Depuis les années 1980, la part des importations nettes de tourteaux en France est passée de plus de 80 % à moins de 40 % en raison de la substitution du tourteau de colza à celui de soja dans les rations (Figure 1.16). Après une période de fortes fluctuations de la balance d'échange des oléagineux, la France semble adapter sa production nationale de colza et de tournesol à la consommation nationale des tourteaux par les animaux d'élevage (Figure 1.16). L'un des principaux moteurs de ce changement est une politique européenne cohérente des dernières décennies, en faveur du développement des cultures de colza et de tournesol pour les biocarburants et une volonté de réduire la dépendance protéique de l'Europe (AFD, 2011)..

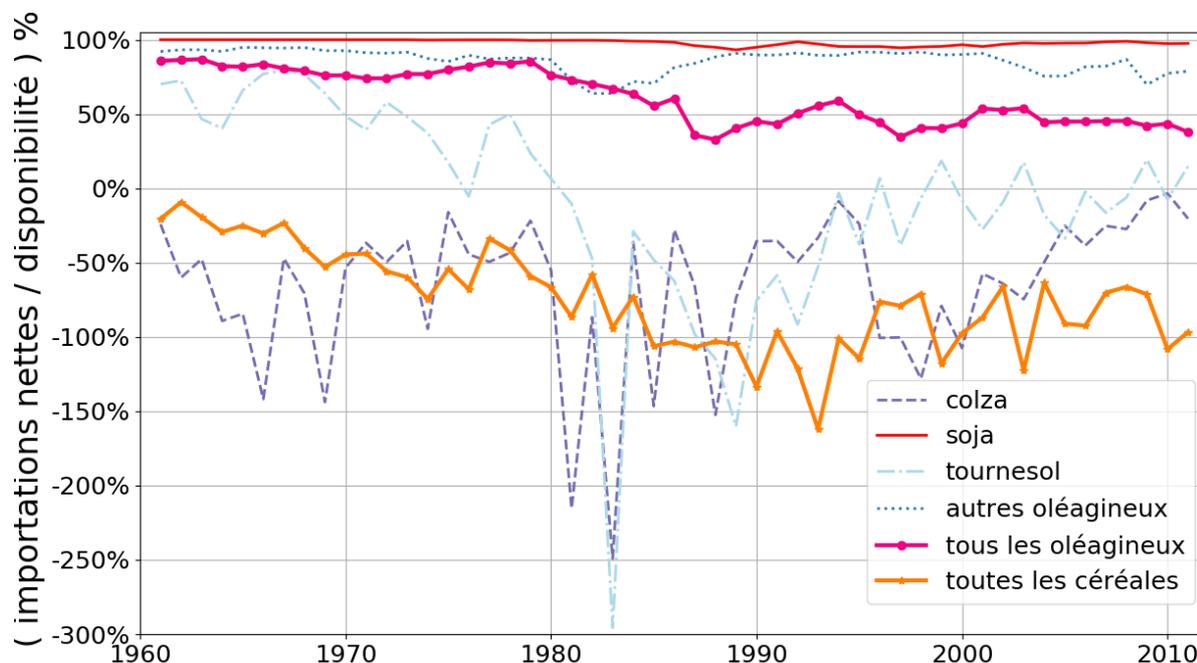


Figure 1.16 : Rapport entre importations nettes et la disponibilité en France par types de culture entre 1961 et 2011. Sources : cette étude, (FAOSTAT, 2018), adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).

Empreinte spatiale des systèmes d'élevage

L'empreinte spatiale des systèmes d'élevage correspond à la somme des surfaces de production végétale nécessaire à l'alimentation du bétail. Les empreintes spatiales sont calculées en divisant la quantité de fourrages consommés par le rendement agricole de la culture qui fournit ces fourrages. L'occupation directe des terres des bâtiments d'élevage est considérée comme négligeable. Toutes les données de productivité agricole, y compris les rendements des cultures

et les rations animales pour l'alimentation du bétail, sont prises égales à celles obtenues pour la France (FAOSTAT). Nous avons utilisé le blé, le colza, le maïs fourrager et l'herbe comme témoins des données de rendement pour les catégories céréales, tourteaux, fourrages annuels et herbe respectivement. Dans le cas particulier des sous-produits (i.e. les tourteaux d'oléagineux à partir des graines d'oléagineux), l'empreinte spatiale de la culture mère (la graine) est répartie entre les sous-produits de la culture sur la base des coefficients énergétiques calculés dans *Chatzimpiros et Barles (2010)*.

L'empreinte spatiale de la consommation française de produits animaux a diminué de près de 30 %, passant d'environ 19,4 Mha en 1961 à 13,5 Mha en 2010 (Figure 1.17a). La superficie agricole totale en France a également diminué d'environ 17 % au cours de cette période. Parallèlement à la diminution de l'empreinte spatiale, la consommation totale des produits animaux a presque doublé, avec un pic à la fin des années 1990. L'empreinte spatiale de la consommation des produits animaux par habitant a chuté de 41 % sur la période pour s'établir à environ 0,22 ha par habitant aujourd'hui. L'écart d'évolution entre la consommation des produits animaux et son empreinte spatiale met en évidence le doublement de la productivité agricole (i.e. production animale par unité de surface), qui est dû pour moitié à l'amélioration de l'ECE et pour moitié aux rendements agricoles. La répartition des catégories d'aliments dans l'empreinte spatiale met en évidence la part dominante des fourrages grossiers (herbe et fourrages annuels), qui sont liés à la consommation de viande bovine et de lait. Toutefois, la part des aliments provenant des prairies a diminué de 20 % au cours de la période étudiée (Figure 1.17b). Les bovins sont les plus grands utilisateurs de surfaces agricoles, représentant environ 65 à 70 % de l'empreinte spatiale totale de la consommation animale (Figure 1.17c).

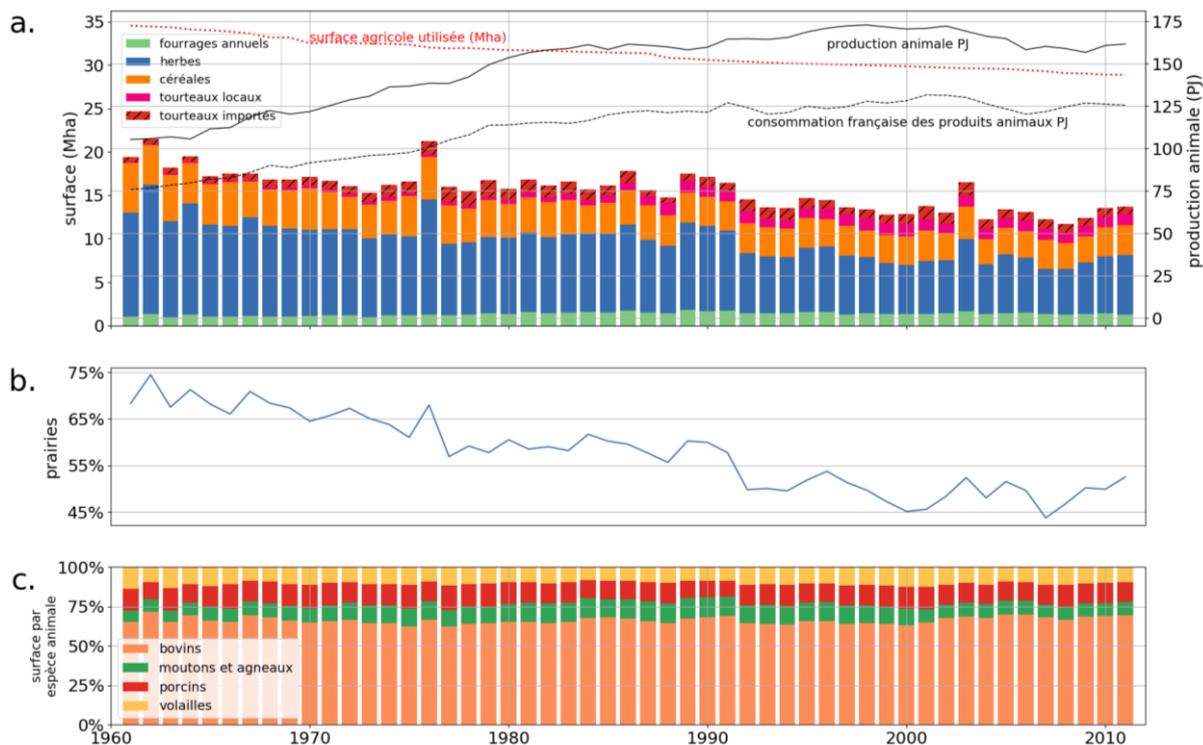


Figure 1.17 a. Évolution de l’empreinte spatiale de la consommation française de produits animaux par catégorie fourragère entre 1961 et 2011. La différence entre la production et la consommation des produits animaux (égale à 30PJ en 2010) est proportionnelle à la différence des empreintes spatiales entre production et consommation intérieure. La SAU de la France est indiquée dans le haut de la figure. b. Évolution de la part des prairies dans l’empreinte spatiale totale. c. Évolution des répartitions de surface par catégorie animale dans l’empreinte spatiale totale. Sources : (FAOSTAT, 2018) et adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).

La part des tourteaux dans l’empreinte spatiale a quintuplé, passant de 2,6 % en 1961 à 14 % à la fin de 2000, suivi d’une légère diminution à 12,5 % aujourd’hui. La majeure partie de l’empreinte spatiale des graines d’oléagineux et de leurs coproduits se trouve géographiquement à l’étranger. Aujourd’hui, les importations de terres d’oléagineux destinées à l’élevage en France s’élèvent à 0,8 Mha contre un maximum de 1,9 Mha en 1979 (Figure 1.17c). Les fortes fluctuations des empreintes spatiales en 1976 et 2003 mettent en évidence les effets des sécheresses sur les rendements agricoles, qui risquent de s’intensifier dans un contexte de changement climatique.

Le Tableau 1.1 résume l’empreinte spatiale par unité de production animale exprimée en énergie et par catégorie animale entre les années 1960 et 2000. Les données annuelles pour toute la période sont en annexe dans le tableau A1.5.

Tableau 1.1 : Empreinte spatiale de la production animale unitaire par catégorie animale pour les périodes de 1961-1970 et de 2001-2010 (m²/MJ). Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).

Période	viande bovine et lait	porcins	volailles et œufs	moutons et agneaux
1961-1970	2.4	1.3	1.9	9.5
2001-2010	1.3	0.6	0.5	3.9

La production bovine a l'efficacité la plus faible, par conséquent, la production la plus exigeante en terres par unité de production de MJ. Aujourd'hui, la viande bovine et le lait représentent ensemble plus de 55 % de la consommation totale de produits animaux en France contre 62 % dans les années 1960 et représentent environ 65 à 70 % de l'empreinte spatiale sur la période étudiée. En effet, le différentiel d'efficacité relatif des bovins par rapport à l'ECE agrégé a augmenté en France au cours de la période en raison de l'augmentation comparativement plus importante des gains de productivité des secteurs avicoles et porcins. Ces secteurs utilisent principalement des ressources fourragères pour lesquelles les rendements agricoles ont augmenté plus rapidement que ceux des prairies. La consommation de viande de bœuf est donc de loin celle qui a la plus grande empreinte spatiale et donc la plus consommatrice de terres par rapport à la consommation de volaille et de porc (Tableau 1.1). Cependant, les bovins, contrairement aux volailles et porcs sont beaucoup moins exigeants sur la qualité des terres nécessaires. En effet, les bovins consomment les pâturages et convertissent des aliments de qualité inférieure en aliments de qualité supérieure, avec moins de concurrence directe avec les cultures vivrières à destination de l'alimentation humaine¹⁸. De ce point de vue, les bovins sont la catégorie animale la plus autonome en termes d'alimentation et ils contribuent à la préservation des écosystèmes semi-naturels, caractérisés par des externalités environnementales sur la qualité de l'eau et la biodiversité relativement plus faibles que dans le cas des monocultures (Chatellier et Vérité, 2003; Steinfeld et Gerber, 2010).

L'augmentation de l'efficacité de la production des animaux d'élevage s'est accompagnée de changements dans les régimes alimentaires et dans la composition des rations. En particulier, la part de volaille dans la consommation totale de viande en France a doublé, tandis que celle de la viande bovine a diminué d'environ 30 %. Globalement, la part des tourteaux dans les

¹⁸ Les êtres humains ne peuvent pas digérer de la phytomasse riche en cellulose.

rations animales en France a décuplé depuis 1961 et leur part dans les besoins en terres a plus que quadruplé. Les tourteaux sont utilisés comme compléments protéiques principalement dans les rations de porc et de volaille et sont largement importés de l'étranger. Ainsi, outre une réduction totale de l'utilisation des terres, la dépendance du secteur français de l'élevage à l'égard des aliments importés s'est accrue en même temps que les changements dans la composition des rations animales. Le changement des rations a même touché le secteur bovin. Comme le montre la Figure 1.17b, la dépendance des bovins à l'égard des terres autres que les prairies est passée d'environ 25 % dans les années 1960 à 50 % au début du XXIe siècle. Par conséquent, les bovins sont maintenant en plus grande compétition sur les terres de grandes cultures hautement productives, qui pourraient autrement être destinées plus efficacement à l'alimentation directe des humains. La baisse de la part des pâturages dans la production totale d'aliments du bétail (Figure 1.17b) est une mesure de cette compétition croissante. *Wilkinson* (2011) avait déjà souligné que l'augmentation récente de la consommation des céréales par les bovins contrebalançait l'augmentation de leur efficacité de conversion.

De plus, l'évolution de l'efficacité de l'élevage dans le temps reflète l'évolution des modes d'utilisation des ressources dans les systèmes de production. Par exemple, l'augmentation spectaculaire de l'ECE dans la production de volailles est due, en partie, à la maîtrise des conditions de production. Dans les exploitations intensives de volaille, les poussins sont par exemple transférés dans les bâtiments en fonction de leur âge et l'efficacité de production, à chaque étape de leur croissance, est fonction de la température de l'air intérieur de ces bâtiments, ce qui implique des consommations énergétiques supplémentaires (ITAVI, 2008). De ce point de vue, nous pouvons souligner le manque d'analyses dans la littérature scientifique, qui intègrent la comptabilité complète des intrants sous forme de ressources fourragères et de consommations d'énergie associées. Ce bilan énergétique est essentiel pour évaluer l'évolution globale de l'efficacité énergétique des systèmes d'élevage. Les consommations énergétiques des bâtiments d'élevage sont présentées en détail dans le chapitre 2.

En résumé, l'empreinte spatiale du secteur français de l'élevage a diminué de 30 % en cinquante ans, malgré l'augmentation de 53 % de la production animale totale. Les changements dans les rations alimentaires ont favorisé une utilisation accrue des cultures provenant des terres arables, même dans le cas de l'élevage bovin. Les fourrages des prairies ont été réduits de 25 % dans les rations bovines en faveur des céréales et des tourteaux.

Avant d'analyser l'intégration internationale du secteur de l'élevage entre 1961 et 2013, il est intéressant de revenir à une échelle de temps plus longue à partir de 1882 pour situer successivement le développement des surfaces du maïs fourrager et des oléagineux, dont le colza.

Dans un premier temps, nous mettons en perspective la diminution de la part d'herbe de prairies dans l'alimentation du bétail avec le développement du maïs fourrager dans les fourrages annuels (Figure 1.18) qui débute un peu avant 1961. En effet, entre 1882 jusqu'au début des années 1950, les surfaces dédiées aux fourrages annuels, qui représentent autour de 1.5 Mha, sont essentiellement constituées de plantes sarclées (betteraves fourragères, rutabagas et navets fourragers) et de fourrages verts annuels telles que les vesces, pois fourrager et trèfle incarnat. A partir de 1950, la surface de maïs fourrager, qui ne représente que 10% des surfaces de fourrages annuels, commence à se développer sous l'impulsion de politiques agricoles inspirés du modèle américain (Bonneuil et al., 2012). Et elle prend le pas de manière accélérée sur les surfaces des autres fourrages annuels à partir de 1970. Les surfaces dédiées au maïs fourrager vont être multipliées par 5 entre 1970 et 1990 avant de stabiliser autour de 1.4 Mha jusqu'à aujourd'hui. Le développement de cette ressource fourragère été rendu en partie possible par la mécanisation des moyens agricoles, le développement des machines agricoles (récolteuse-hacheuse ou faucheuse-hacheuse-chargeuse) et les progrès dans les techniques d'ensilage. Contrairement aux autres fourrages, c'est une culture mécanisable du semis à la récolte (Carpentier et Cabon, 2011). Le maïs fourrager a l'avantage d'être riche en énergie mais il est pauvre en azote par rapport aux autres cultures fourragères. L'augmentation des surfaces et des rendements du maïs fourrager permettent à cette culture de se substituer aux productions des autres fourrages annuels et une partie de celles des prairies (Chatzimpiros, 2011). Aujourd'hui le maïs fourrager représente plus de 90% des surfaces des fourrages annuels et il est quasi exclusivement dédié à l'alimentation des vaches laitières. À ce titre, il est intéressant de voir que le pic de production de lait et de surfaces de maïs fourrager sont concomitants (Figure 1.18) avec la mise en place du quota laitier à l'échelle européenne.

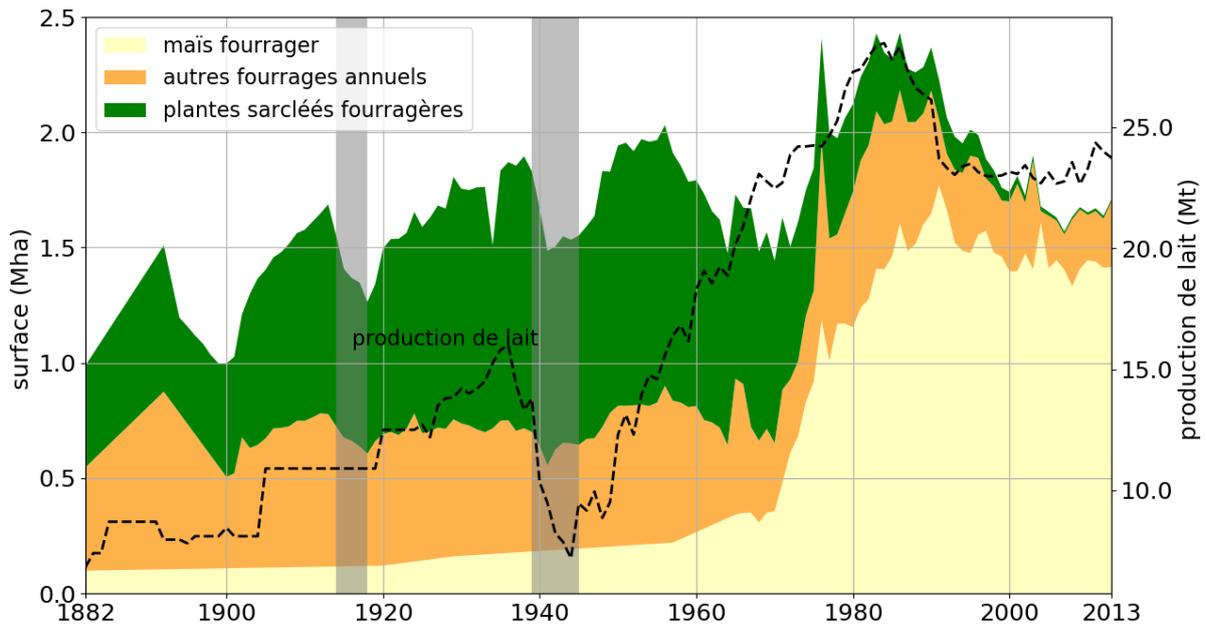


Figure 1.18 : Évolution de la surface des fourrages annuels en France (sur l'axe de gauche) comparée à la production de lait (sur l'axe de droite) entre 1882 et 2013. Les fourrages annuels sont décomposés en maïs fourrager, autres fourrages verts annuels (dont vesces, pois fourrager, trèfle incarnat et sorgho) et plantes sarclées fourragères (dont rutabagas, choux fourragers, navets fourragers, carottes fourragères). Source : cette étude.

Dans un second temps, il est intéressant d'observer l'évolution des surfaces associées aux oléagineux.

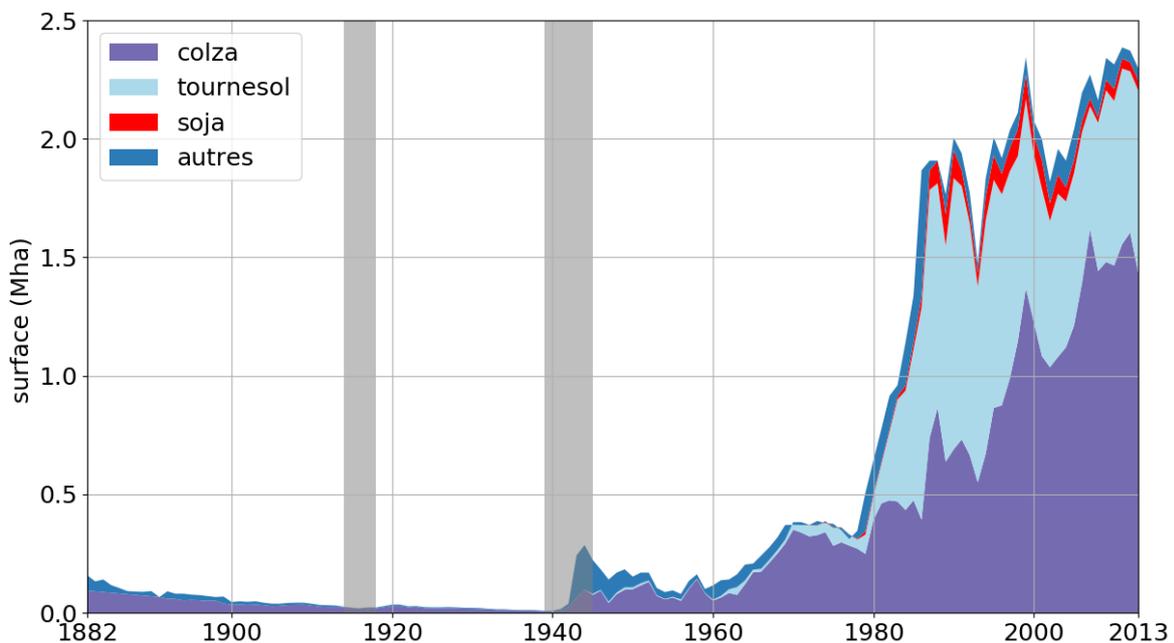


Figure 1.19 : Évolution de la surface des oléagineux en France décomposée en colza, tournesol, soja et autres (aillette, moutarde, lin) entre 1882 et 2013. Source : cette étude.

La Figure 1.19 montre la progression des surfaces associées à la production d'oléagineux et en particulier à celles du colza. Ce dernier cas est intéressant à analyser à cause de la dualité des usages des coproduits du colza en tant que matière première pour la production d'énergie ou pour l'alimentation du bétail. Au préalable, nous rappelons brièvement le procédé de trituration de graines d'oléagineux qui est un procédé ancien. Cette opération de broyage par friction, qui a bien entendu été industrialisée depuis les années 1970, permet de séparer d'une part de l'huile dite brute qui peut être ensuite raffinée et d'autre part les résidus solides qui constituent le tourteau d'oléagineux, coproduit de la trituration. Alors que l'huile est riche en énergie (et ne contient pas d'azote), le tourteau a l'avantage d'être très riche du point de vue azote par rapport à l'herbe et aux céréales et convient à l'alimentation du bétail. En 1882, les oléagineux occupent en France une surface autour de 160,000 ha composés pour moitié de colza et moitié de navette, œillette, cameline qui sont exclusivement cultivées pour la production d'huile. Les huiles d'oléagineux étaient utilisées dans la fabrication de savons, dans la production de vernis et dans la lubrification et le graissage mais aussi pour l'éclairage. En effet, l'huile de colza était par excellence l'huile d'éclairage des villes jusqu'à la moitié du XIXe siècle (Chevalier, 1941) avant sa substitution par le gaz puis par l'électricité qui est entamée avant le début de la période étudiée. La surface d'oléagineux ne cesse de diminuer jusqu'au début de la Seconde Guerre mondiale, date à laquelle elle est réduite à zéro (Figure 1.19). La cause de ce déclin accéléré est aussi due à la substitution de l'huile des oléagineux en partie par le développement des huiles minérales pour le graissage (Razous, 1944) et surtout par les autres huiles importées des colonies (notamment l'huile d'arachide) pour les autres usages. En revanche, le colza en particulier connaît un regain avec une réintroduction à la sortie de la Seconde Guerre mondiale qui atteint une surface de 200,000 ha au début des années 1960. La progression des surfaces de colza se poursuit jusqu'à atteindre 1.5 Mha aujourd'hui. Cette augmentation s'est faite par à-coups et elle a nécessité des améliorations génétiques et une sélection de graines de colza adaptées pour de nouveaux usages. L'huile de colza pour la consommation humaine rencontre de grandes réticences quant à ses effets sur la santé à la fin des années 1970. Ceci provoque l'arrêt de l'augmentation des surfaces de colza et même l'abandon de la consommation alimentaire de l'huile de colza. Dans les années 1980, les tests du premier biocarburant à base d'huile de colza sont faits avec la création du Diester¹⁹. La reprise de la croissance des surfaces

¹⁹ Le Diester est une marque déposée de Diester Industrie provenant de la contraction du diesel et ester.

de colza ne reprend véritablement qu'en 1989 (Figure 1.19) lorsqu'une nouvelle variété de colza mise au point, permet au tourteau de colza d'être facilement digéré par les monogastriques (Bourdon, 1989). Ensuite dans le milieu des années 2000, l'Union européenne va soutenir la production de colza via des incitations pour la filière de biocarburant. Depuis, des filières agricoles autour de la production de colza ont émergé avec d'une part une industrie de biocarburants à partir d'huile de colza et une industrie d'alimentation destinée aux monogastriques à partir de tourteaux de colza. Aujourd'hui, les surfaces d'oléagineux représentent plus de 2.4 Mha et elles sont composées essentiellement du colza (65%) suivi du tournesol (25%) et le reste des autres oléagineux (surtout soja pour 5%).

En somme, au cours de la période, le modèle traditionnel d'élevage basé en grande partie sur des fourrages issus des prairies s'est transformé en un modèle centré sur une alimentation à base de maïs fourrager d'abord dans les années 1960, complété avec des importations de tourteaux de soja et de production intérieure d'oléagineux dès les années 1970. Comme souligné précédemment, les apports de maïs fourrager qui est riche en énergie et pauvre en protéines, sont complémentaires aux apports de tourteaux dont le rapport entre énergie et protéines est l'inverse.

Intégration internationale et commerce virtuel de terres

Nous revenons à l'analyse récente de 1961 à 2013. Le commerce virtuel des terres est calculé à la fois en termes d'échanges nets (i.e. la différence entre importations et exportations virtuelles de terres) et d'échanges totaux (i.e. la somme des valeurs absolues des importations et des exportations virtuelles de terres). Ces deux indicateurs permettent d'avoir une vue d'ensemble plus complète de l'activité commerciale internationale et de mesurer l'intégration progressive des systèmes alimentaires à l'échelle internationale.

Les échanges nets mettent en évidence la dépendance nette en terres du secteur de l'élevage mais masquent son activité réelle dans les échanges commerciaux. Le secteur français de l'élevage apparaît comme un exportateur net virtuel de terres (Figure 1.20a). Mais il reste dépendant des aliments du bétail importés de l'étranger même si son bilan d'échanges internationaux est très largement positif lorsqu'on intègre tourteaux et céréales ensemble (Figure 1.20a). En effet, étant donné que les différentes catégories d'aliments du bétail ont des propriétés nutritionnelles différentes, elles ne peuvent donc pas être considérées comme totalement substituables dans le décompte des échanges de terres. Les déficits et les excédents d'aliments du bétail doivent être pris en compte par catégorie pour évaluer avec précision le

degré d'autosuffisance d'un secteur. En l'occurrence, le secteur de l'élevage reste très dépendant de l'importation de tourteaux de soja.

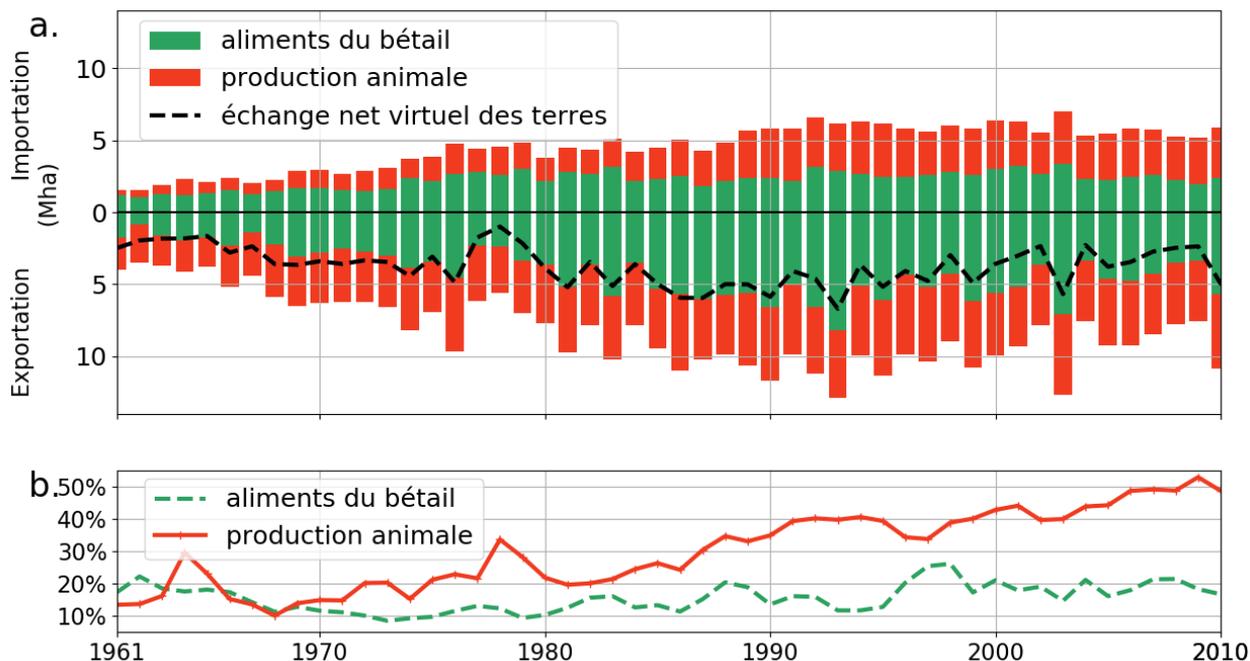


Figure 1.20 : a. Échanges totaux virtuels de terres pour le secteur d'élevage. La ligne pointillée indique les échanges nets (i.e. Importations moins exportations). b. Part commune d'un même fourrage (ligne verte pointillée) ou d'un même produit animal (ligne rouge pleine) dans les importations et exportations entre 1961 et 2011. Sources : voir détails dans le texte et (FAOSTAT, 2018), adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2017).

La Figure 1.20a présente également les échanges totaux virtuels de terres du secteur français de l'élevage depuis 1961. Dans les années 1960, les échanges totaux virtuels de terres étaient trois fois plus élevés que les échanges nets virtuels de terres, alors qu'aujourd'hui, ce ratio est cinq fois plus élevé. La Figure 1.20b indique la part des aliments de bétail et des produits animaux qui est commune dans les importations et les exportations (c'est-à-dire blé contre blé, ou un tel produit animal contre un tel produit animal, etc.) et donc suggère qu'un même produit est de plus en plus échangé à l'échelle internationale, probablement à différents stades de production. L'augmentation de la part commune entre importations et exportations est beaucoup plus importante pour les productions animales que pour les aliments du bétail. Cette part commune des productions animales passe de 12% en 1961 à environ 50 % aujourd'hui (Figure 1.20b). Cette augmentation indique certainement une intégration croissante accompagnée d'une spécialisation, à l'échelle internationale, des étapes de gestation, de vêlage, d'engraissement et d'abattage des systèmes d'élevage. Une analyse complète des réseaux internationaux de commerce des produits animaux par pays d'origine et de destination des produits pourrait

effectivement révéler en détail les boucles de flux circulaires complexes entre pays. Aujourd'hui, dans le monde entier, environ 20 % des exportations de produits alimentaires des pays sont en moyenne déjà importées (Agreste, 2017).

De plus, les échanges totaux virtuels de terre sont généralement très différents des échanges nets du secteur de l'élevage parce que les déficits et excédents nets structurels d'alimentation du bétail ou de produits animaux ne sont pas les seules raisons des échanges (Figure 1.20a). Nos résultats soulignent qu'une partie de la différence tient au fait que les pays importent et exportent souvent un même produit. Par exemple, la France importe des petites quantités de céréales alors même que c'est un grand pays exportateur de céréales. De même, le secteur français de l'élevage exporte en grande quantité des animaux vivants d'une catégorie donnée et importe de la viande de la même catégorie de pays étrangers. En résumé, aujourd'hui, les importations et exportations virtuelles de terres correspondent respectivement à 2,4 et 5,7 Mha pour l'alimentation de bétail et à 3,5 et 5,1 Mha pour les productions animales.

Les échanges totaux virtuels de terres reflètent mieux les interdépendances et le degré d'interconnexion des marchés que les échanges nets virtuels de terres. Une partie des échanges totaux virtuels de terres souligne l'intégration du secteur européen des oléagineux entre les pays dans ses différentes étapes de production, transformation et consommation. Par exemple, la France exporte la majeure partie de sa production de colza et de tournesol vers l'Allemagne, la Belgique et le Royaume-Uni auprès desquels la France va réimporter les tourteaux après que les usines de trituration de ces pays aient extrait l'huile de graines (notamment pour le Diester produit en Allemagne qui couvre 45% de la production à l'échelle européenne). Les chaînes de production et les marchés sont donc de plus en plus intégrés entre les pays et se construisent sur des logiques d'économies d'échelle. L'augmentation des distances de transport des denrées alimentaires liées à l'intégration internationale s'est accompagnée d'un regroupement régional des activités de production. La production d'aliments du bétail et la production animale sont aujourd'hui des activités qui sont chacune très concentrées dans l'espace mais découplées géographiquement dans des régions distinctes. Le découplage géographique entre la production animale et les terres cultivées pour son alimentation entraîne une altération et une ouverture des cycles locaux d'éléments nutritifs, ce qui entrave le recyclage des éléments nutritifs et augmente les empreintes alimentaires environnementales (Chatzimpiros et Barles, 2013; Leip et al., 2015). La spécialisation de la Bretagne dans la production porcine est un exemple emblématique d'intégration verticale d'un secteur de production fortement dépendant des

importations d'aliments pour animaux. La Bretagne concentre aujourd'hui environ 60 % de la production porcine française totale contre 13 % en 1961 (Agreste, 2019; Ministère de l'Agriculture, 1962) et les exploitations agricoles bretonnes dépendent pour environ 80 % des importations d'aliments (céréales et oléagineux) (Chatzimpiros, 2011).

Au-delà des résultats numériques pour la France, notre focus sur le secteur de l'élevage de 1961 à 2013 fournit une méthodologie qui peut être généralisée à d'autres échelles pour calculer l'efficacité de la production animale et l'empreinte spatiale à partir de données sur les effectifs des cheptels d'animaux et les facteurs de productivité. Ce type d'analyse peut éclairer les déficits régionaux en matière d'aliments du bétail par rapport aux pratiques de production et aux choix de consommation et permettre un suivi de l'évolution de l'empreinte spatiale des secteurs de l'élevage. De plus, l'efficacité de conversion énergétique par production animale pourrait servir à quantifier un étiquetage écologique informant les consommateurs sur leur choix de consommation de viande. Les informations pertinentes sur l'étiquetage pourraient alors inclure la composition des rations animales, l'origine des aliments et l'autosuffisance fourragère du système d'élevage d'origine, et l'empreinte spatiale de ce système. De telles informations pourraient contribuer à sensibiliser la société sur les ressources mobilisées associées aux choix alimentaires.

1.5. Conclusion

Ce premier chapitre calcule la production primaire et la production nette agricole de la France dans une perspective historique depuis 1882. La production nette agricole a triplé au cours de la période. Cette dynamique de croissance ne commence qu'à partir des années 1950. Elle est la résultante de l'augmentation des rendements agricoles et de l'augmentation de l'efficacité de conversion du fourrage en productions animales. Les gains de productions s'accompagnent d'un recul de plus de 25% de la surface agricole utilisée. L'analyse sur la longue durée permet d'examiner les transitions dans les ressources fourragères et les productions animales. Les prairies et les pailles de céréales qui constituaient le socle d'approvisionnement de l'élevage traditionnel en début de période sont en partie substituées à partir des années 1960-1970 par le maïs fourrager et les tourteaux d'oléagineux. Les systèmes d'élevage se sont spécialisés en privilégiant les productions de viande de monogastriques qui s'appuient en grande partie sur les importations de tourteaux de pays étrangers. Ce chapitre met également en évidence les trajectoires d'augmentation des efficacités de conversion par catégorie animale entre 1961 et 2013. Les gains de productivité agricole et d'efficacité de conversion se sont également traduits

par une plus grande dissipation en valeur absolue de ressources agricoles en compétition avec l'alimentation humaine. L'empreinte spatiale de la consommation des produits animaux représente en France aujourd'hui plus de 18 millions d'hectares. Le secteur de l'élevage s'appuie sur un commerce international virtuel de terres de plus en plus complexe et caractéristique d'une extrême ouverture du système agricole français. Même si la France est un exportateur net virtuel de terres, la France reste un importateur net de terres pour les tourteaux destinés à l'alimentation du bétail.

Dans le chapitre qui suit, il s'agit maintenant de comprendre les changements dans les moyens de productions de l'agriculture en France qui ont accompagné l'augmentation spectaculaire de la production agricole.

Chapitre 2 : Moyens de production : équipements des fermes et entrées d'azote et d'énergie

Ce chapitre 2 est écrit à partir de l'article publié intitulé *Energy, Nitrogen, and Farm Surplus Transitions in Agriculture from Historical Data Modeling. France, 1882–2013* dans *Journal of Industrial Ecology* le 17 avril 2018 (Annexe 5).

2.1. Introduction

L'objectif de ce chapitre est de caractériser et quantifier les moyens de production et les transitions d'azote et d'énergie dans l'agriculture en France de 1882 à 2013. Le périmètre des entrées, concernant les moyens de production, dont l'azote et l'énergie, est variable au cours du temps et dépend des transformations sociotechniques. Ces transformations sociotechniques se sont traduites par des changements structurels du métabolisme agricole. D'une part, le procédé Haber-Bosch inventé juste avant la Première Guerre mondiale a permis de faire appel à l'industrie pour la fertilisation en azote de l'agriculture, permettant de s'affranchir des limites préindustrielles de fertilisation uniquement par dépôt atmosphérique et des sources organiques. D'autre part, la mécanisation des exploitations agricoles qui débute dans les années 1950 va modifier les puissances et les efficacités de traction dans le travail agricole avec l'introduction de nouveaux convertisseurs d'énergie. Ces deux transformations sont rendues possibles par une consommation croissante d'énergies fossiles externes au système, bouleversant ainsi la nature des ressources mobilisées. L'enjeu pour décrire les transitions est avant tout de trouver un périmètre qui ne soit ni exhaustif parce qu'il serait alors hors de portée du point de vue de l'analyse sur la durée de 130 années, ni réducteur au point d'occulter les transitions.

Ce chapitre définit le périmètre du système étudié du point de vue des moyens de production et des transformations liés à l'industrialisation et mécanisation de l'agriculture et analyse les entrées d'azote et d'énergie et les transitions associées.

2.2. Périmètre des moyens de production

2.2.1. Généralités

Les moyens de production de l'agriculture regroupent les agriculteurs, les moyens de traction qui incluent les animaux de travail et les machines agricoles, les autres équipements des fermes qui comptent les serres, les systèmes d'irrigation et les bâtiments d'élevage, les nutriments avec les engrais industriels d'azote, phosphore, potassium, et les pesticides. La proportion de chacun de ces moyens a changé en fonction des périodes. Néanmoins, chaque moyen de production implique des flux de matières et se traduit par une consommation d'énergie directe ou indirecte. La consommation d'énergie directe correspond à toute l'énergie consommée directement dans le périmètre physique des exploitations agricoles délimité par la SAU et qui correspond au périmètre défini pour la production agricole dans le chapitre 1. La consommation d'énergie directe couvre les consommations d'énergie des agriculteurs, des moyens de traction ainsi que celles des équipements des fermes. La consommation d'énergie indirecte correspond à l'énergie grise (en anglais, *embodied energy*) associée aux matières importées par l'exploitation agricole et inclut l'énergie grise des nutriments et des pesticides. Les aliments importés du bétail (calculés dans le chapitre 1, section 1.3.5) sont un cas particulier. Ils ne sont pas un moyen de production mais l'énergie grise associée aux aliments importés du bétail rentre dans le périmètre du calcul de l'énergie indirecte.

La reconstitution des moyens de production s'est appuyée d'une part sur les données des SAA qui ont une section intitulée *Outillage* dans les premières statistiques ou *Moyens de Production* à partir de 1946 et d'autre part sur les données d'enquêtes agricoles ciblées sur l'équipement des exploitations agricoles (Agreste, 2016c; Ministère de l'Agriculture, 1971).

Dans les sections qui suivent, nous montrons d'abord l'évolution du nombre d'agriculteurs (section 2.2.2) et celle des moyens de traction en distinguant les animaux de travail et les machines agricoles (section 2.2.3). Ensuite, nous examinons les entrées de nutriments avec un focus particulier sur les entrées d'azote (section 2.3). Nous reconstruisons les entrées d'azote par fixation biologique, dépôt atmosphérique ainsi que les engrais industriels d'azote et les entrées d'azote contenu dans les aliments importés du bétail. Le périmètre physique des exploitations étant délimité par la SAU, l'azote des effluents d'élevage ne constitue pas une entrée mais un flux interne au système. C'est une approche qui diffère des analyses précédentes se focalisant sur les terres arables (Lassaletta et al., 2014a; Zhang et al., 2015).

La consommation d'énergie dans les exploitations agricoles est très peu renseignée par les statistiques agricoles. Ce n'est qu'à l'occasion du Grenelle de l'Environnement en 2007 que ce manque de données est identifié comme une lacune à remédier (Agreste, 2014a). C'est pourquoi nous cherchons à reconstruire une série continue des entrées d'énergie du métabolisme agricole sur toute la durée d'étude. Nous comparons ensuite les données modélisées de l'énergie directe avec les données de consommation d'énergie renseignées sur quelques années par les enquêtes statistiques (section 2.4.3).

Nous présentons les sources de données utilisées, au fur et à mesure, de la description du calcul d'énergie des moyens de production.

2.2.2. Les agriculteurs

Nous considérons les agriculteurs, sans qui, aucune production agricole n'est possible, comme la clé de voûte du travail agricole et par définition un moyen de production critique pour le métabolisme agricole. La population active agricole²⁰ est reconstruite à partir des données reconstruites par *Toutain (1958)* jusqu'aux années 1960 et des données de l'INSEE pour la période de 1961 à 2016 (INSEE, 2016b). La Figure 2.1 retrace l'évolution de la population active agricole qui est estimée à 7.8 millions d'agriculteurs en début de période. La population active agricole culmine à 8.9 millions d'agriculteurs entre les deux guerres mondiales, alors qu'elle compte un peu moins de 700 000 agriculteurs aujourd'hui. La reconstitution de la population agricole sur la longue durée a été étudiée à plusieurs reprises par de nombreux statisticiens, historiens, sociologues et économistes (Laurent, 1969; Marchand et Thélot, 1997; Sauvy, 1963). Pour autant, l'incertitude reste élevée pour le début de période de notre étude. Les causes de cette incertitude viennent d'une part de la difficulté d'utiliser le concept actuel statistique d'actifs agricoles à des dates où les conventions étaient différentes et d'autre part que les données des enquêtes statistiques du début de période concernent surtout la population masculine active agricole. Pour saisir les ordres de grandeur en jeu, l'estimation retenue de la population active agricole en France, à la fin du XIXe siècle, est de 7.8 millions actifs sur une population totale de 37.5 millions de personnes (Toutain, 1958) (dont une population vivant de l'agriculture estimée à 18 millions de personnes). Par ailleurs, pour souligner l'impact des

²⁰ Au sens de l'Insee, les actifs agricoles incluent : toutes les personnes qui déclarent exercer une profession principale agricole (catégorie socioprofessionnelle déclarée), c'est-à-dire exploitant, aide familial ou salarié (INSEE, 2016a)

transformations de l'agriculture en France sur la société, nous pouvons indiquer qu'en 1882, un actif sur 2.5 est agriculteur (Toutain, 1958) alors qu'aujourd'hui seulement un actif sur 40 travaille dans le secteur de l'agriculture (INSEE, 2016b).

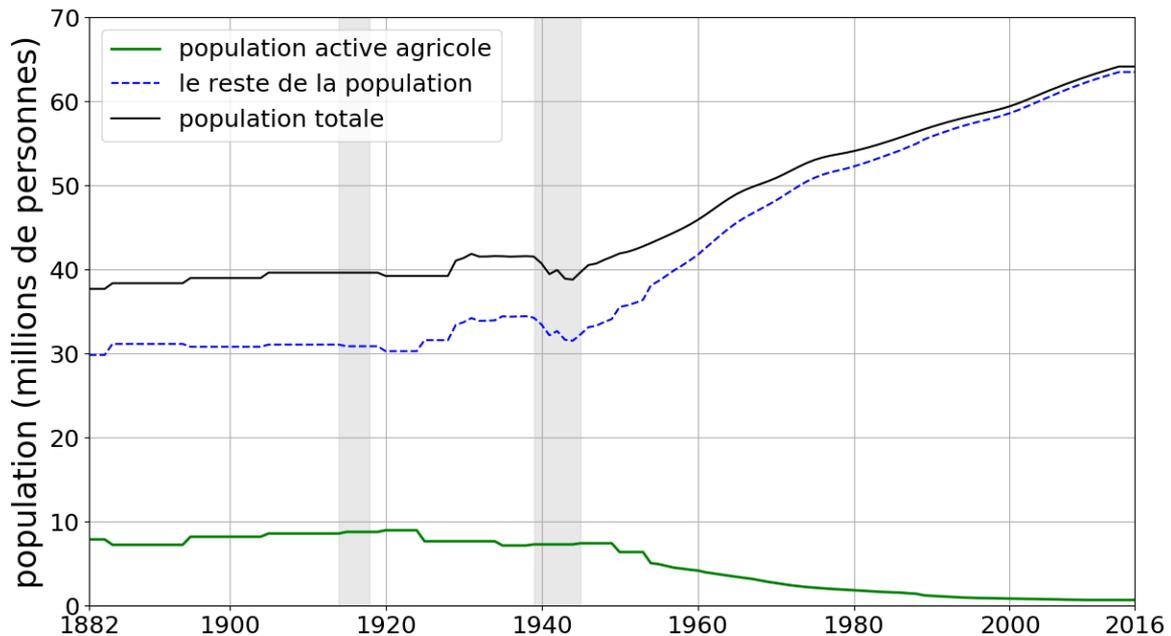


Figure 2.1 : Évolution de la population totale française décomposée en population active agricole et le reste de la population entre 1882 et 2016. Sources : (Toutain, 1958) de 1882 à 1960 et (INSEE, 2016b) de 1961 à 2016.

2.2.3. Les moyens de traction : animaux de travail et machines agricoles

Parmi les équipements des fermes, les moyens de traction sont primordiaux dans la quasi-totalité des travaux agricoles. Leur utilisation couvre tout le calendrier agricole. Ils sont indispensables à la préparation des sols, le semis, le labour, la récolte et le battage²¹. En début de période dans cette étude, ces travaux sont effectués par l'agriculteur et à l'aide des animaux de travail qui sont les seules forces d'énergie mécanique utilisées par le système agricole. Avec l'invention des moteurs à combustion interne, la force musculaire de l'animal de travail va être substituée par la machine agricole. Aujourd'hui, la quasi-totalité des travaux en France se font à l'aide de machines agricoles de plus en plus puissantes, réalisant de plus en plus rapidement des tâches de plus en plus variées et qui fonctionnent à l'énergie fossile. Un moyen d'analyser la capacité de travail disponible au sein de l'exploitation agricole est de comparer la puissance nominale d'un être humain, d'un animal de travail et celles des machines agricoles qui sont

²¹ Le battage est l'opération qui consiste à séparer le grain de la paille.

disponibles aujourd'hui. La Figure 2.2 permet de mesurer l'écart des puissances en jeu exprimées en kW (unité de puissance) selon le type de moyen de traction. Un cheval a une puissance nominale moyenne de l'ordre 0.73 kW (Stevenson et Wassersug, 1993). Le cheval-vapeur (cv) est l'unité de référence de puissance d'un attelage et le restera pour les premiers moyens de traction mécanisés. Le rapport de puissance entre le cheval et l'être humain (autour de 0.05-0.1kW (Smil, 2008a)) est un peu moins d'un ordre de grandeur. En revanche, le rapport de puissance entre la machine agricole moyenne aujourd'hui et celle d'un cheval est supérieur de 2 ordres de grandeurs. Un tracteur en France aujourd'hui a une puissance moyenne de 60 kW (Agreste, 2016c) alors que celle de la moissonneuse-batteuse va bien au-delà autour de 300 kW. Dans les deux sous-sections qui suivent, nous définissons les sources de données pour la reconstitution des effectifs des animaux de travail et des parcs de machines ainsi que les puissances associées.

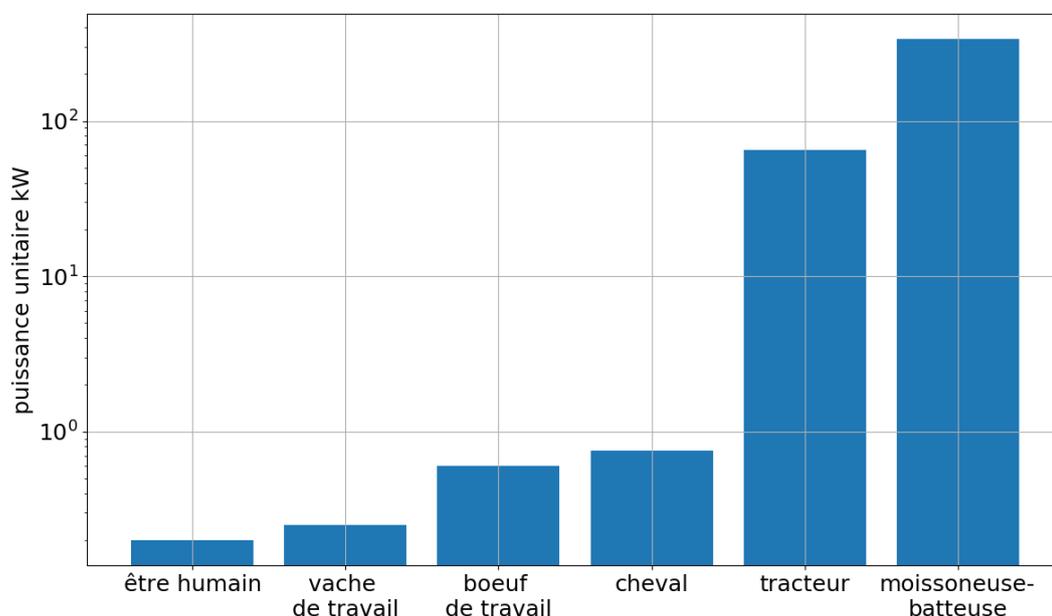


Figure 2.2 : Comparaison des ordres de grandeur de puissance mécanique de travail disponible aujourd'hui exprimée en kW par unité de traction (en échelle logarithmique). Source : cette étude, voir détails dans le texte.

Effectif des animaux de travail

L'animal de travail²² occupe une place déterminante dans l'énergie utilisée par le métabolisme agricole préindustriel. Les effectifs des animaux de travail sont renseignés de manière discontinue dans les statistiques agricoles. Ces effectifs incluent les chevaux de travail, mulets, ânes, vaches et bœufs de travail. Nous présentons ci-après les hypothèses et les données utilisées pour la reconstitution des effectifs des animaux de travail pour chaque catégorie animale.

Nous avons considéré que tous les effectifs d'animaux de l'espèce chevaline de la ferme renseignés dans les statistiques étaient des chevaux de travail entre 1882 et 1960 (INSEE, 1961; Ministère de l'Agriculture, 1898). Ces effectifs incluent chevaux, poulains, pouliches et juments. Pour les années de 1960 à 1973 qui sont critiques dans la chute du nombre de chevaux de travail, nous avons des statistiques précises de l'usage des chevaux entre chevaux pour la boucherie, chevaux de selle et chevaux pour le travail (Ministère de l'Agriculture, 1974). Pour les années de 1989 à 2013, les effectifs de chevaux de travail sont considérés égaux aux effectifs des chevaux dit lourds extraites de la base de données Agreste (Agreste, 2019). Les données pour les années manquantes sont reconstruites par interpolation.

L'une des difficultés dans la reconstitution du cheptel des chevaux de travail provient du fait que les statistiques ne renseignent pas sur le cheptel des chevaux dédié aux autres usages que les travaux agricoles. Au cours de cette étude, nous n'avons pas trouvé de document statistique qui précise à la fois les effectifs des chevaux utilisés dans les exploitations de la ferme France et celui des chevaux utilisés de manière exclusive dans les autres secteurs tels que le transport hippomobile, la poste, ou l'armée. C'est pourquoi, nous avons considéré, comme le précisent certaines statistiques sans ambiguïté (INSEE, 1952) que le nombre de chevaux renseigné dans les statistiques agricoles du début de période correspond bien au nombre de chevaux de la ferme et donc à celui des chevaux de travail. D'un point de vue énergétique, l'incertitude sur le nombre de chevaux a peu d'impact car les statistiques indiquent directement le nombre total de journées de travail pour tous les chevaux (Ministère de l'Agriculture, 1898).

Les effectifs de bœufs de travail sont renseignés pour les années 1882, 1892, 1929, 1938 et pour toutes les années entre 1948 et 1970. Pour les années manquantes, nous avons considéré que les bœufs de travail représentaient 72% de l'effectif total de bœufs, qui est le ratio moyen des

²² Nous choisissons le terme animal de travail en considérant que ce terme englobe d'autres appellations comme animal de trait, bête de somme.

années 1882,1892,1929,1938. Les effectifs de vaches de travail sont renseignés pour toutes les années entre 1948 et 1970. À partir de ces données, nous en déduisons que les vaches de travail représentent 20% du cheptel de toutes les vaches et nous appliquons ce rapport constant sur le cheptel total de vaches pour les années de 1882 à 1947. Nous considérons que les effectifs de bœufs et vaches de travail sont nuls à partir de 1970 (en 1969, ils sont respectivement moins de 50 000 et 95 000). Enfin, nous considérons que tous les ânes et mules des statistiques agricoles sont des animaux de travail pour toute la période.

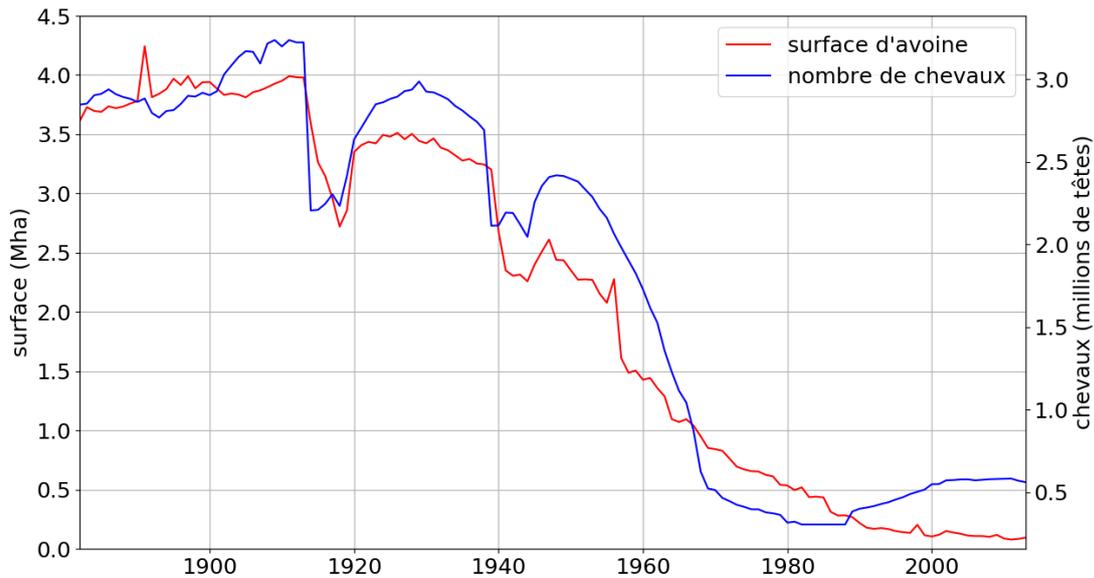


Figure 2.3 : Évolution de la surface de l'avoine (en Mha, axe de gauche) comparée aux effectifs de chevaux de la ferme en France (en millions de têtes, axe de droite) entre 1882 et 2013. Source : voir détails dans le texte.

Avant de présenter les données des effectifs des animaux de travail, il convient d'analyser succinctement la motorisation des moyens de tractions et la substitution des animaux de travail comme un exemple emblématique d'impact de transformation sociotechnique sur l'allocation des terres dans la production agricole. En effet, il est intéressant d'examiner en parallèle les séries longues de l'effectif total des chevaux et celles des surfaces dédiées à l'avoine (Figure 2.3), qui est une culture complètement dédiée à l'alimentation des chevaux²³. En 1882, l'avoine vient juste après le blé en ordre d'importance des céréales représentant plus de 25% de la surface et 30% de la production en tonnes de céréales. Les surfaces d'avoine et les effectifs de chevaux augmentent jusqu'au début de la Première Guerre mondiale, date à laquelle les surfaces d'avoine et les effectifs des chevaux sont à leurs niveaux records respectifs de 4 Mha et plus de

²³ La paille d'avoine est destinée à l'alimentation de bovins et ovins et les graines d'avoines au cheval (Journaux, 1947).

3.2 millions de chevaux. Cette augmentation entre 1882 et début du XXe siècle coïncide avec le progrès des instruments et des machines agricoles tractées qui nécessitent plus d'animaux de travail. Un exemple illustratif de cette progression de la mécanisation non motorisée est le nombre de faucheuses qui passe en France de 20 000 en 1882 à plus d'un 1.3 million en 1929 (Ministère de l'Agriculture, 1976). Ensuite vient la mécanisation motorisée avec les premières machines agricoles à vapeur et moteurs à explosion qui commencent à être utilisés dans les surfaces agricoles en France. Et au moins de 50 ans entre 1914 et 1963, les surfaces d'avoine sont divisées par 4 et l'effectif des chevaux par 4.5. Les surfaces d'avoine sont corrélées au nombre de chevaux jusque dans les années 1970, comme le montre la Figure 2.3. Nous devons isoler les deux Grandes Guerres mondiales qui sont des périodes durant lesquelles les chevaux sont réquisitionnés des fermes agricoles pour être incorporés dans l'Armée française. Durant la Première Guerre mondiale, plus de 1 million de chevaux sont perdus (Milhaud, 2014). Au-delà de ces pertes de vies animales durant des circonstances terribles, la tendance de la baisse générale du nombre de chevaux est liée à l'introduction progressive à partir des années 1930 de la traction motorisée. Aujourd'hui, la France a moins de 450 000 chevaux qui sont majoritairement des chevaux de loisirs et de courses, et la surface d'avoine représente moins de 1 % de la surface des céréales. Cet exemple reflète une première conséquence de la transformation sociotechnique de système de traction à base de biomasse vers un système moteur à base d'énergies fossiles. La motorisation des machines, qui démarre dans l'entre-deux-guerres, substitue les « chevaux-vapeurs » aux chevaux de travail.

Enfin, la Figure 2.4 montre l'évolution de tous les cheptels des animaux de travail considérés dans le système de production agricole en France.

Parc des machines agricoles

Les données du parc de machines (F) et la puissance nominale des tracteurs (P_{nom}) sont disponibles depuis 1929²⁴ à partir d'enquêtes statistiques menées tous les cinq à dix ans par le ministère français de l'agriculture (Agreste, 1971 ; Agreste 2016). Pour les moissonneuses-batteuses, la puissance nominale P_{nom} est dérivée des fiches techniques des principales entreprises de construction couvrant la période de 1948 à ce jour (Harvestop, 2017). Les données statistiques anciennes sur les moissonneuses-batteuses incluent les machines tractées,

²⁴ Dans l'enquête statistique de 1929 (Ministère de l'Agriculture, 1936), les tracteurs sont divisés en tracteurs à combustion liquide ou à gazogène.

qui sont soustraites du parc pour éviter un double compte (Ministère de l'Agriculture, 1963). Le parc de machines et la puissance nominale des tracteurs et des moissonneuses-batteuses sont présentés dans la Figure 2.4 et Figure 2.5 respectivement. Les moissonneuses-batteuses sont peu en nombre, mais très puissantes. Elles sont conçues pour récolter des centaines de tonnes de céréales par jour sur des centaines d'hectares et sur une fenêtre limitée des journées praticables d'une saison typique de récolte qui est de 20 à 30 jours (USDA, 1997).

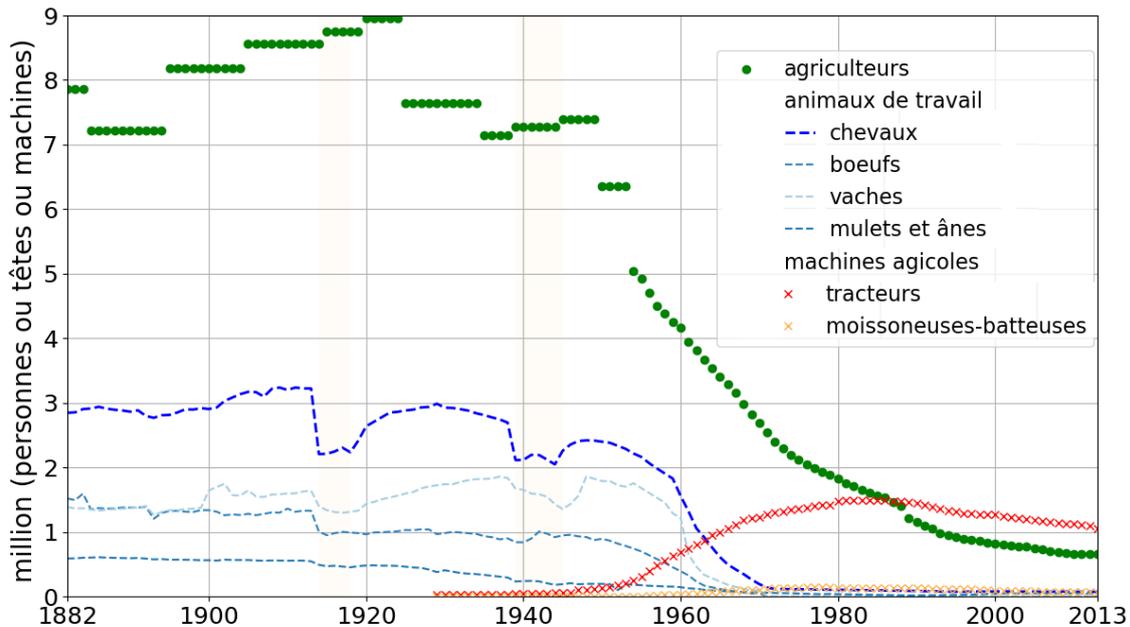


Figure 2.4 : Évolution du nombre d'agriculteurs et des moyens de traction divisés en animaux de travail et machines agricoles en France entre 1882 et 2013. Sources : cette étude, voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a)

La Figure 2.4 reprend et résume l'évolution du nombre d'agriculteurs, du nombre d'animaux de travail et du nombre de machines agricoles. Le nombre de tracteurs passe de 27 000 en 1929 à plus d'un million aujourd'hui, avec un pic à 1,5 million en 1983. La part des exploitations agricoles possédant au moins un tracteur passe de 16 % en 1955 à 80 % en 1983 (Ministère de l'Agriculture, 1985). Aujourd'hui, il y a plus de tracteurs que d'agriculteurs actifs en France (Figure 2.4). L'augmentation de la taille du parc de machines (Figure 2.4) est allée de pair avec celles de la puissance des machines (Figure 2.5). La puissance nominale des tracteurs a été multipliée par quatre depuis 1948, et celle des moissonneuses-batteuses, par cinq, avec un doublement au cours des 15 dernières années.

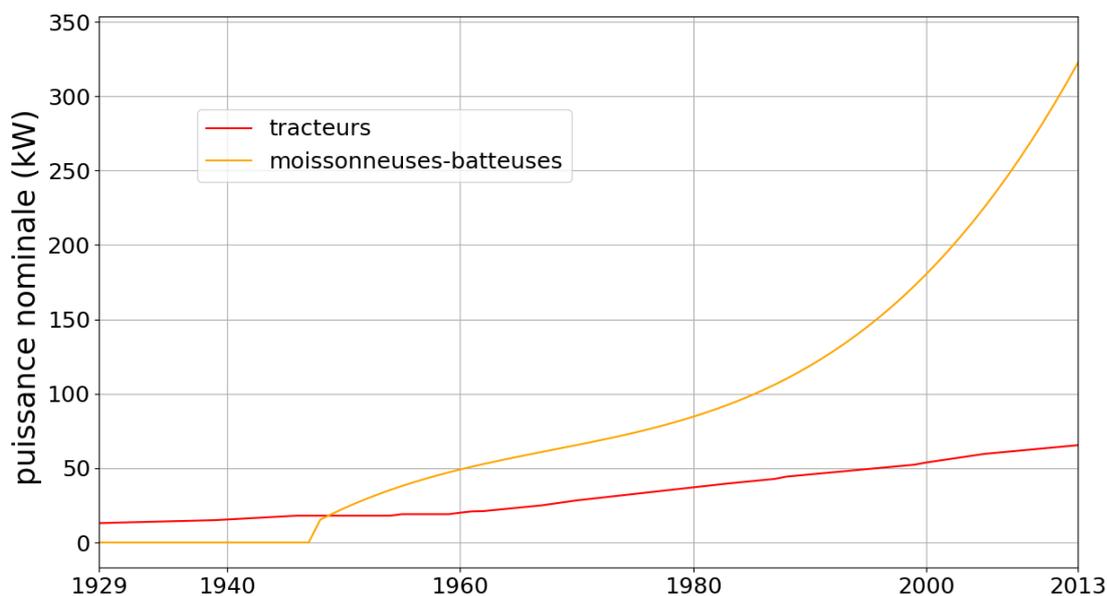


Figure 2.5 : Évolution de la puissance moyenne nominale (P_{nom}) en kW des tracteurs et des moissonneuses-batteuses en France entre 1929 et 2013. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

En résumé, la mécanisation des moyens de tractions permet au système agricole en France de multiplier par un facteur 10 la puissance mécanique installée par hectare (Figure 2.6a). La puissance mécanique installée par hectare est définie comme le rapport entre la somme des puissances nominale des agriculteurs, des animaux de travail et des machines agricoles et la SAU. Aujourd'hui, plus de 3kW de puissances nominales sont installées par ha de SAU soit plus de 84 GW au total sur la SAU totale en France. Ces niveaux de puissance sont inimaginables en terme de force musculaire. Cette puissance est du même ordre de grandeur que la puissance électrique installée du parc nucléaire et thermique en France (RTE, 2017). La Figure 2.6b montre la composition de cette puissance entre les puissances musculaires des agriculteurs et animaux de travail et celle des machines agricoles. La transition énergétique dans les moyens de traction s'opère sur 40 ans entre les années 1930 et 1970. La puissance des machines agricoles à moteurs qui était quasi inexistante avant 1929 représente dès 1955 plus de 50% de la puissance totale disponible. En une décennie, entre 1960 et 1969, l'effectif de chevaux de travail est divisé par 6 passant de 1.5 million à 250 000 chevaux et le parc des tracteurs est multiplié par un facteur 1.8 passant de 700 000 à 1.2 million de tracteurs (Figure 2.4).

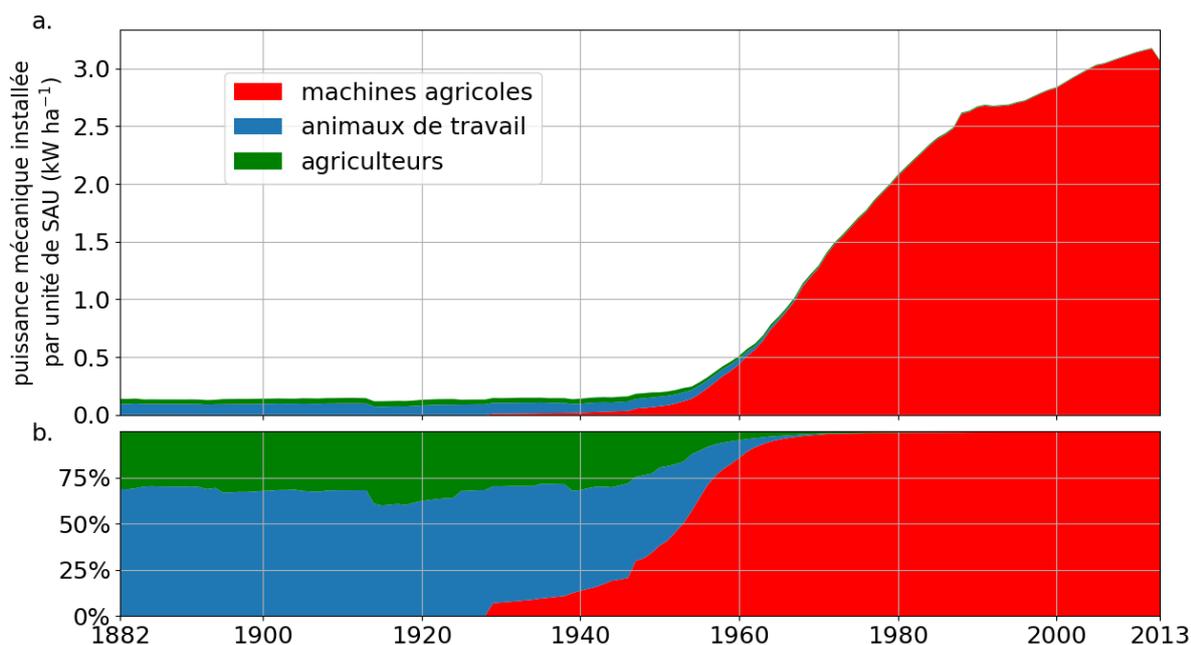


Figure 2.6 : a. Puissance nominale mécanique installée en kW par hectare de SAU en France entre 1882 et 2013. La puissance est décomposée entre agriculteurs, animaux de travail et machines agricoles b. La part relative de chacun de ces moyens de traction dans la puissance mécanique totale (%). Source : voir détails dans le texte.

2.3. Les entrées d'azote

2.3.1. Généralités

Bien que l'atmosphère se compose à 78% d'azote en termes de masse, cet azote est inerte et n'est pas utilisable par le vivant. Pour avoir un azote bioréactif, qui soit assimilable par les plantes qui est à la base de la production alimentaire, il faut passer par un processus qui s'appelle la fixation. Il y a trois moyens possibles de fixation : la fixation biologique d'azote (BNF de l'anglais « biological nitrogen fixation ») et la fixation par les éclairs qui sont deux processus naturels et la fixation industrielle. La combustion industrielle d'énergies fossiles contribue également de l'azote bioréactif dans l'atmosphère, mais elle ne correspond pas à une véritable fixation parce que les combustibles fossiles contiennent déjà de l'azote organique.

Smil (2002) rappelle que *Liebig* (1844) définit l'essentiel objectif de l'agriculture consiste à produire de l'azote assimilable²⁵. L'agriculture a ainsi accès à trois mécanismes d'apport

²⁵ L'intérêt de l'agronomie pour l'azote s'inscrit dans une période très riche du XIXe siècle en terme de découvertes dans la chimie agricole et l'émergence de l'agronomie avec les travaux entre autre de *Boussingault* (1860) et *Liebig* (1844).

d'azote : le dépôt atmosphérique (N_{atm}) qui inclut ce qui est fixé par les éclairs et ce qui provient de la combustion des industries, la BNF et les engrais industriels (N_{ind}).

S'agissant de N_{ind} , la fabrication d'engrais ne commence qu'après l'invention du procédé Haber-Bosch en 1913 (Smil, 1997) et repose sur la consommation d'énergies fossiles. Trois ans plus tôt, le chimiste allemand Fritz Haber parvient à inventer un procédé catalytique pour synthétiser l'ammoniac (NH_3) à partir du N_2 de l'atmosphère (Smil, 2001). Ce procédé est rapidement industrialisé par l'ingénieur et chimiste allemand Carl Bosch qui met en place la première usine de BASF en 1913²⁶. Le procédé Haber-Bosch, qui porte le nom de ces deux inventeurs, est une invention majeure et entrainera une rupture sans précédent pour la production agricole²⁷.

Les sections qui suivent décrivent ces différents mécanismes d'apport d'azote ainsi que les méthodes de reconstitution de ces flux dans une perspective historique de l'agriculture en France.

2.3.2. La fixation atmosphérique d'azote

La déposition atmosphérique d'azote (N_{atm}) est le processus qui permet à de nombreuses formes oxydées d'azote suspendues dans l'atmosphère, produits lors de la combustion d'énergies fossiles dans les industries et transports ou des éclairs, d'être déposées dans les sols par le biais de dépôts secs ou de dépôts humides lors des précipitations. C'est en partie ce processus qui permet à des terres reposées en jachères de reconstituer leur stock d'azote.

Les taux de dépôts de N_{atm} intègrent une variabilité géographique et temporelle qui est surtout dû à l'intensité de combustion des énergies fossiles. L'ordre de grandeur des taux de dépôts de N_{atm} est autour de 5 à 10 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Billen et al., 2009b). Certaines zones géographiques dans le monde très urbanisées, autour des grandes zones industrielles, notamment dans les pays du Sud ont des taux qui peuvent dépasser 50 à 80 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Liu et al., 2013).

²⁶ L'objectif des premières usines n'est pas la production d'engrais azotés de synthèse mais la production de nitrate d'ammonium pour la production d'explosifs qui seront utilisés à des fins militaires pendant la Première Guerre mondiale.

²⁷ L'Académie royale des sciences de Suède conclut dans son discours de remise du prix Nobel de Chimie au Fritz Haber en juin 1920 : « [votre procédé] revêt une importance universelle pour l'amélioration de l'alimentation humaine et, partant, pour le plus grand bien de l'humanité » (NobelPrize.org, 1920).

Dans le cas de l'agriculture en France, la variabilité est moindre et pour des raisons de simplification, nous avons calculé cette entrée N_{atm} avec un taux de dépôt constant sur la période d'étude, égale à 5 kgN ha^{-1} appliquée à toute la SAU (EMEP, 2019, cité dans Chatzimpiros, 2011). Des travaux récents (Le Noé, 2018) proposent un cadre de modélisation historique détaillée pour cette entrée dans le cas de la France.

2.3.3. La fixation biologique d'azote

Seules certaines bactéries (des genres *Rhizobium*) sont capables de fixer l'azote et le rendre accessibles aux organismes vivants. Ces bactéries, dans les sols, vivent au sein de nodosités sur les racines de certaines plantes seulement qui sont essentiellement de la famille des légumineuses. Nous pouvons distinguer dans cette famille : les légumineuses à graines récoltées (légumes secs et soja) et les légumineuses fourragères (luzerne, trèfle, sainfoin) récoltées ou pâturées (Schneider et Huyghe, 2015). La légumineuse met en place une symbiose avec ces bactéries qui permet à ces dernières de capturer le N_2 et le transformer en N disponible pour la plante. Au cours de cette symbiose, les bactéries fournissent du N assimilable à la plante et la plante en échange fournit de l'énergie acquise lors de la photosynthèse (glucides) aux bactéries. La BNF désigne ce processus symbiotique. La BNF d'un système agricole dépend essentiellement de la taille des surfaces allouées aux cultures de légumineuses. Les ordres de grandeur des taux de fixation de BNF par les légumineuses sont de 30 à $300 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Anglade et al., 2015; Herridge et al., 2008). La BNF constitue l'entrée principale de N dans l'agriculture préindustriel.

Dans la reconstitution des entrées azote du système agricole en France, la BNF est calculée comme la somme des BNF des prairies, permanentes, temporelles et artificielles²⁸. Cependant, il n'existe pas de données statistiques publiées et disponibles pour la BNF. En revanche, toutes les prairies participent à la BNF en fonction du type des pratiques agricoles et du type des cultures des légumineuses. En France, les prairies artificielles sontensemencées exclusivement de légumineuses fourragères alors que les prairies temporaires et permanentes sontensemencées de graminées fourragères non-légumineuses en association avec des légumineuses (Vertès, 2015). Pour chaque année, la BNF est modélisée comme la somme des BNF_i de chaque

²⁸ Nous avons négligé l'apport de BNF des cultures de soja dans le calcul de longue durée pour la France.

type de prairies i : permanentes, artificielles et temporaires. BNF_i est calculée en multipliant les surfaces des prairies par les taux de fixation ($r_{BNF,i}$ en $kgN \cdot ha^{-1}$) respectifs. $r_{BNF,i}$ est estimée en fonction du rendement de la prairie i à partir de l'équation 2.1.

$$r_{BNF,i} = Y_i / NHI_i \times N_i \quad (2.1)$$

Où Y_i est le rendement récolté ($kg \cdot ha^{-1}$) extrait des données de production des prairies (calculés dans le chapitre 1), N_i est la teneur en N de chaque matière végétale disponible dans le Tableau A1.1 en l'annexe, et NHI_i l'indice de récolte N considéré égal à 60% pour les prairies artificielles (Anglade et al., 2015) et à 80 % pour les prairies permanentes et temporaires. Dans la reconstitution historique de la BNF, nous avons négligé la BNF des légumineuses à graines dans les cultures arables (soja et légumes secs) par simplification de calcul étant donné les petites surfaces en jeu en France.

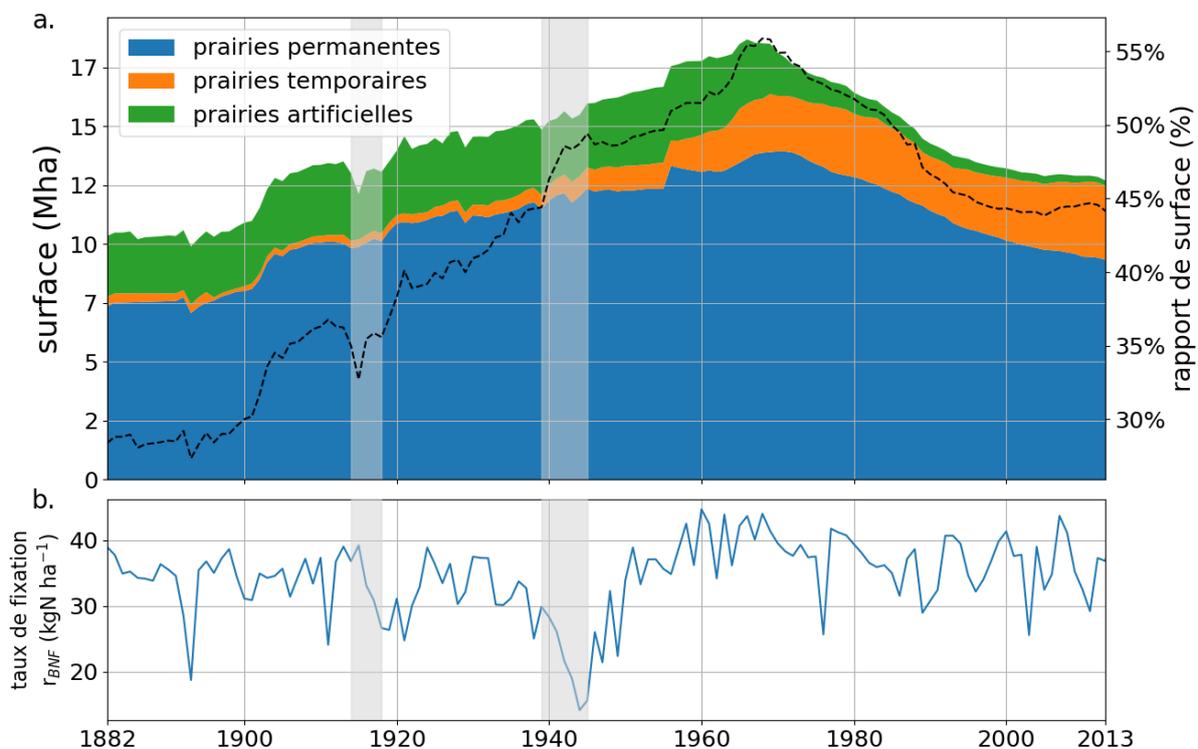


Figure 2.7 : a. Évolution de la surface fixatrice d'azote en France entre 1882 et 2013, exprimée en Mha (axe de gauche). La surface fixatrice est décomposée en prairies permanentes, temporaires et artificielles. Le rapport de surface qui est le rapport entre la surface fixatrice et la SAU en % est représenté sur l'axe de droite. b. Évolution du taux de fixation en $kgN \cdot ha^{-1}$. Source : cette étude, voir détails dans le texte.

Durant la première moitié du XIXe siècle en France, les légumineuses fourragères se substituent à la jachère comme moyen de fertilisation azotée des grandes cultures non-fixatrices. La prairie artificielle, associée aux bovins, est le moteur d'entrée d'azote du métabolisme agricole

préindustriel. Les bovins sont les vecteurs de la mise en circulation de l'azote, en convertissant l'azote fixée des prairies (Billen et al., 2009a). Ils rendent disponible cet azote pour l'alimentation humaine de deux manières. La première est sous la forme de viande et de lait. L'autre est indirect à travers leurs fumures qui permettent de fertiliser les cultures non-fixatrices (i.e. les céréales) qui sont destinées à l'alimentation humaine²⁹ (Chatzimpiros, 2011). Ce mode de fertilisation à base de cultures fourragères légumineuses est en place au début de la période étudiée et va se poursuivre jusqu'au premier tiers du XXe siècle. La Figure 2.7a montre l'augmentation des surfaces des trois types de prairies en France au cours du temps. La surface des prairies artificielles gagne plus de 0.6 Mha entre 1882 et 1960 pour culminer à 3.3 Mha. Un autre moyen de caractériser le type de fertilisation d'un système agricole sur différentes échelles spatio-temporelles est de calculer le *rapport de surface*, qui est défini comme le rapport entre la surface fixatrice et la SAU. Nous appelons *surface fixatrice*, la surface des cultures fixatrices destinées aux animaux d'élevage (qui sont essentiellement les prairies et les cultures de soja). L'indicateur de *rapport de surface* sera de nouveau utilisé pour d'autres échelles régionales dans le chapitre 4, afin d'estimer la capacité d'un système agricole à couvrir ses besoins de fertilisation azotée. En France, ce ratio qui est à 28 % en 1882 (Figure 2.7a, sur l'axe de droite) ne cesse d'augmenter jusqu'à culminer en 1970 à 55 %, avant de reculer de manière marquée jusqu'à la fin des années 1980 et se stabiliser depuis autour de 45 %. Cette chute à partir des années 1970, correspond au choix d'une fertilisation à base d'engrais industriels et marque l'abandon des prairies artificielles comme pilier de la fertilisation du métabolisme agricole en France, en place depuis le milieu du XIXe siècle. La baisse de la surface des prairies est également due à la substitution des prairies par le maïs fourrager comme fourrage pour vaches laitières, comme nous l'avons souligné dans le chapitre 1. La Figure 2.7b montre le résultat obtenu pour l'évolution du taux de fixation r_{BNF} à l'échelle de la France qui oscille entre 30 et 40 kgN·ha⁻¹ excepté durant les Deux Guerres mondiales et l'après Seconde Guerre mondiale où le taux progresse de 25 à 40 entre 1950 et 1970.

²⁹ Les adages « Veux-tu du blé ? Fais des prés » ou « Point de fumier sans prés, et sans fumier point de blé » (Bujault, 1845) sont certainement nés de ce raisonnement lié à la fertilisation des terres arables par le bétail nourri par les prairies.

2.3.4. Les engrais industriels azotés

La reconstitution des entrées de N_{ind} s'appuie sur les quantités d'engrais azotés utilisées en France extraites des statistiques agricoles annuelles pour la période de 1882 à 1988 (INSEE, 1990, 1961) et des données du module *Intrants* de la FAOSTAT pour la période de 1988 à 2013 (FAOSTAT, 2018). Il faut noter que jusqu'au milieu des années 1910, les surfaces agricoles en France bénéficient déjà d'apports extérieurs d'engrais azotés qui proviennent essentiellement d'importations de nitrate de soude (appelé également salpêtre) du Chili. Au traité de Versailles de 1919 mettant fin à la Première Guerre mondiale, les Alliés dont la France gagnent le droit d'utiliser les brevets allemands de BASF dont le procédé Haber-Bosch pour la fabrication d'engrais industriels. La France crée dans la même année l'Office National Industriel de l'Azote qui met en opération la première usine en 1925 à Toulouse d'une capacité de quelques milliers de tonnes d'azote par an (Taillefer, 1957).

Le procédé Haber-Bosch est un processus efficace de production de l'ammoniac (NH_3) qui est à la base des engrais industriels mais c'est un processus énergétique intensif. Les usines de fabrication de NH_3 en France, comme pour 70 % des usines dans le monde, utilisent le diazote atmosphérique (N_2) et du gaz naturel (CH_4) comme source d'hydrogène (H) mais aussi comme combustible pour parvenir aux conditions de haute pression et haute température nécessaires dans le procédé Haber-Bosch. Dans le reste du monde (notamment en Chine), les usines utilisent essentiellement du charbon et parfois du naphta (produit pétrolier).

Aujourd'hui, la France est le plus grand consommateur d'engrais azotés en Europe et le 8ème pays au monde (FAOSTAT, 2018) avec plus de 2.2 TgN (pour l'année 2013). La France dépend des importations de l'étranger pour la moitié de sa consommation d'engrais azotés (FAOSTAT, 2018). Les deux tiers de ces importations proviennent de pays européens et un tiers d'autres pays (FAOSTAT, 2018; Ministère de l'Agriculture, 2010). La France est également dépendante des importations de l'étranger (Norvège, Pays-Bas, Russie et Algérie) pour le gaz naturel utilisé comme matière première pour sa production nationale d'engrais azotés.

La section 2.4.3 quantifie la consommation d'énergie indirecte de l'agriculture associée à l'utilisation des engrais azotés. La généralisation de l'utilisation des engrais industriels impacte ainsi à la fois les flux d'azote et les flux d'énergie du métabolisme agricole.

2.3.5. La transition dans les entrées d'azote

En plus des trois entrées BNF, N_{atm} et N_{ind} , pour un territoire agricole donné, qui se situe dans un système agricole ouvert comme nous l'avons décrit dans le chapitre 1, nous devons considérer une dernière entrée qui est les importations d'azote sous forme d'aliments. L'importation des aliments, par le commerce international, donne un avantage au pays importateur parce qu'il peut utiliser directement le contenu en azote de ces aliments pour nourrir un humain ou un animal. Dans le cas de notre analyse, nous considérons l'azote contenu dans les importations d'aliments du bétail ($N_{AA_{imp}}$) pour le secteur de l'élevage qui ont été calculés dans le chapitre 1.

Ainsi, le bilan des entrées d'azote (N_{tot}) du système agricole est résumé dans l'équation 2.1.

$$N_{tot} = BNF + N_{atm} + N_{ind} + N_{AA_{imp}} \quad (2.1)$$

Où BNF est la fixation biologique d'azote, N_{atm} est l'azote des dépôts atmosphériques, N_{ind} est l'azote minéral des engrais industriels et $N_{AA_{imp}}$ est la quantité d'azote contenu dans les importations d'aliments du bétail, et qui est quantifiée dans le chapitre 1.

La Figure 2.8 montre l'évolution de la somme des entrées d'azote (N_{tot}) du métabolisme agricole en France. BNF et N_{atm} constituent les principales entrées de N de l'agriculture préindustriel. Cependant, ces deux entrées d'azote sont structurellement limitées (Smil, 2002) et la production agricole est contrainte par cette faible disponibilité des entrées de N. La transition dans les entrées d'azote commence peu après l'invention du procédé Haber-Bosch en 1913, mais il faut attendre plus d'un demi-siècle avant que les engrais industriels azotés (N_{ind}) dépassent les entrées de BNF en 1960. Les entrées d'azote (N_{tot}) sont multipliées par un facteur 6 sur la période d'étude pour atteindre aujourd'hui un niveau autour de 3 TgN. N_{tot} culmine même jusqu'à 3.5 TgN à la fin des années 1980. Sur toute la période d'étude, l'augmentation de N_{tot} va permettre à la France de multiplier sa production nette agricole par un facteur 3 (chapitre 1). Mais l'utilisation croissante et excessive d'azote s'accompagne d'une augmentation de même ampleur des pollutions agricoles comme nous le montrerons dans le chapitre 2. A partir du milieu des années 1980 et jusqu'à aujourd'hui, un ensemble de mesures

réglementaires³⁰ accompagné d'améliorations des pratiques agricoles au niveau européen et nationale va limiter la consommation de N_{tot} .

Même si N_{tot} réussit à baisser plus de 15% en 2010, par rapport à son niveau record de la fin des années 1980 tout en augmentant la production nette agricole, N_{tot} ne descend plus, depuis sous la valeur de 2.9 TgN qui était le niveau du milieu des années 1970 (Figure 2.8).

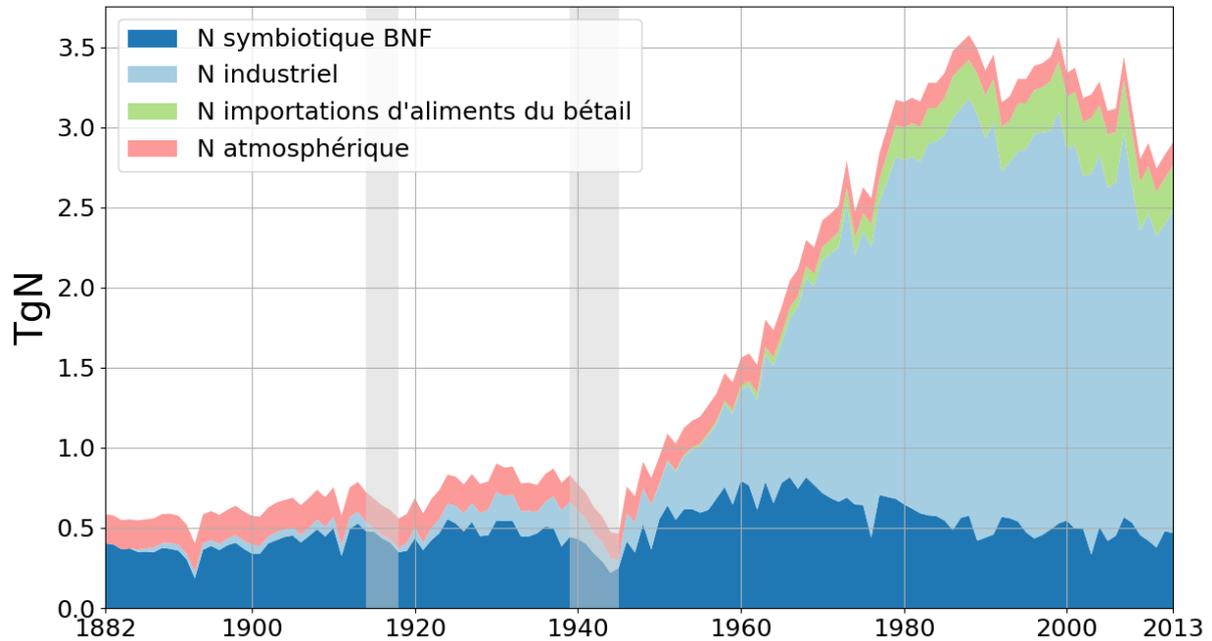


Figure 2.8 : Évolution de la somme des entrées d'azote en France entre 1882 et 2013. La somme est composée de la fixation symbiotique biologique (BNF), les engrais industriels, le contenu en azote des aliments importés du bétail et le dépôt atmosphérique. Sources : voir détails dans le texte., adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

Alors que la BNF était le de pilier de la fertilisation du métabolisme agricole en début de période, la BNF est aujourd'hui reléguée à un rôle de second plan. Au terme de la transition des entrées d'azote, démarrée avec l'invention du procédé Haber-Bosch, le métabolisme agricole s'appuie aujourd'hui essentiellement sur les engrais industriels pour plus de 70% de ces besoins en N_{tot} . Le procédé Haber-Bosch a bouleversé à jamais les entrées possibles de N dans le métabolisme agricole en s'affranchissant des limites structurelles internes associées à la BNF et la N_{atm} . Par ailleurs, il est à remarquer qu'au cours de ces dix dernières années, l'azote

³⁰ La directive dite 'Nitrates', directive européenne 91/676/CEE du 12 décembre 1991 est appliquée en France à partir de 1994 et constitue le premier instrument réglementaire pour lutter contre les excédents liés à l'azote provenant de sources agricoles.

contenu dans les importations d'aliments du bétail représente plus de 10% de N_{tot} (Figure 2.8). De son côté, la BNF des prairies artificielles en particulier qui était centrale dans l'agriculture préindustrielle n'a vraiment plus qu'un rôle marginal représentant moins de 0.2 Mha en termes de surface et moins de 0.05 TgN en termes d'entrée N. Au contraire, les engrais industriels aujourd'hui qui constituent plus de 2 TgN, jouent le rôle équivalent de plus de 8 Mha « fantômes » de prairies artificielles (en considérant un taux de fixation de plus de 250 kgN·ha⁻¹ pour les légumineuses), soit plus de 30% de la SAU en France qui sont autant de surfaces qui ont été libérées du métabolisme agricole.

En résumé, au cours de cette transition, le métabolisme agricole s'est affranchi des limites en entrées d'azote, qui étaient caractéristiques de l'époque préindustrielle, et a progressivement fait appel à des entrées d'azote à l'extérieur de son périmètre, en s'appuyant sur l'industrie lourde de la pétrochimie et sur le commerce international des aliments du bétail.

2.4. Les entrées d'énergie

2.4.1. L'énergie investie

Les entrées d'énergie sont les entrées d'énergie investie (EI) dans la production agricole. L'énergie investie a pour objectif de favoriser les conditions et les facteurs de croissance des productions végétales lors de la photosynthèse et les conditions de conversion du fourrage à la production animale (voir sections 1.3.4 et 1.3.5 pour l'analyse de l'efficacité de photosynthèse de l'agriculture et de l'efficacité de conversion de production animale en France). Nous reprenons la distinction des consommations d'énergie directe et énergie indirecte définie dans la section 2.2.1. Au cours du temps, la nature de l'énergie directe a beaucoup changé : en passant de la biomasse agricole dans l'alimentation des agriculteurs et l'alimentation du bétail aux énergies fossiles dans les machines agricoles et équipements des fermes. La consommation d'énergie indirecte ne commence qu'au premier quart du XXe siècle. Nous ne comptons pas l'énergie nécessaire à la construction des machines et équipements agricoles, ni à l'énergie pour acheminer les ressources citées aux exploitations agricoles.

La Figure 2.9 résume les entrées comptabilisées dans l'énergie investie (EI) du système de production agricole. L'énergie investie provenait du système lui-même jusqu'à la mécanisation. Nous appelons cette énergie investie de source interne : l'autoconsommation d'énergie (AE), en opposition aux énergies investies de source externe. Les deux sections qui suivent détaillent les hypothèses de modélisation de chacun de ces flux d'énergie.

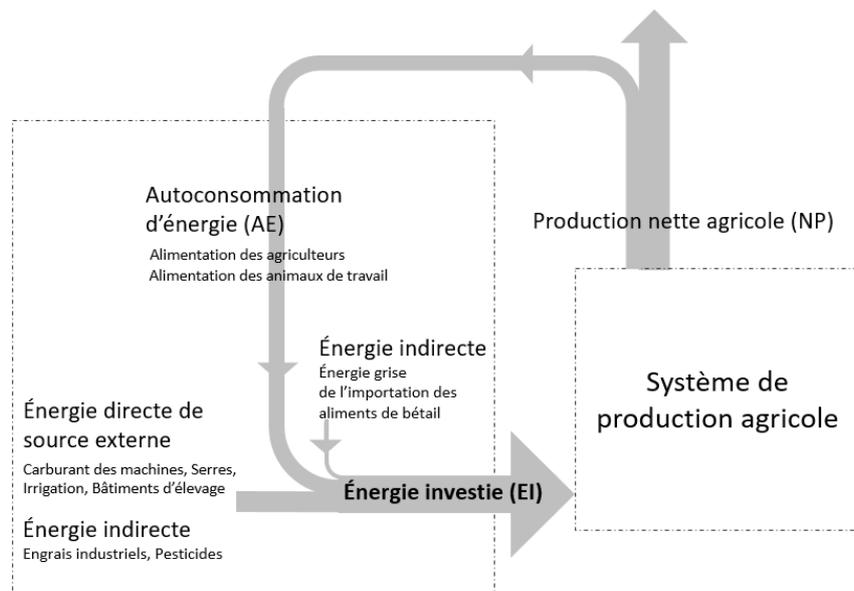


Figure 2.9 : Schéma de calcul de l'énergie investie dans le système agricole. Source : cette étude.

2.4.2. L'autoconsommation d'énergie

L'autoconsommation d'énergie (AE) comprend l'énergie réinvestie sous la forme d'alimentation des agriculteurs et des animaux de travail. Alors que l'AE d'un système agricole à l'échelle d'un pays est très peu étudiée dans la littérature scientifique, elle joue un rôle clé dans le fonctionnement du métabolisme agricole préindustriel.

L'AE est généralement traitée comme un flux interne (en anglais *an internal flow*, i.e. une quantité d'énergie qui est simplement ignorée en tant qu'entrée et sortie du système) (Stanhill, 1984 ; Steinhart et Steinhart, 1974), plutôt que comme un flux de sortie réinvesti (en anglais, *a through flow*) comme entrée dans le système (Cleveland, 1995). Une approche intermédiaire consiste à tenir compte du travail humain comme un flux de sortie réinvesti, et la traction animale comme un flux interne (Guzmán et al., 2018b). Alors que le bilan énergétique est respecté dans chacune des approches, l'approche qui consiste à considérer l'autoconsommation d'énergie comme un flux interne, va fatalement perdre de vue toute trace de l'énergie véritablement réinvestie dans le système. Nous considérons que l'AE est un flux entrant et sortant réinvesti dans le système agricole (Figure 2.9). Les animaux de travail sont avant tout nourris pour être une force de travail dans l'agriculture. Ce choix méthodologique sur le traitement énergétique de l'AE est fait afin de proposer une comptabilité qui soit cohérente et tienne compte des arbitrages entre AE et entrée des énergies de source externe au cours de l'industrialisation de l'agriculture. Nous choisissons donc de modéliser l'autoconsommation

d'énergie comme la somme de l'alimentation des agriculteurs et l'alimentation des animaux de travail (et donc exprimée en biomasse primaire).

Les forces musculaires de travail des agriculteurs et des animaux de travail fonctionnent en prélevant une part de la production primaire agricole du même système. Autrement dit, l'autoconsommation d'énergie prélève de l'énergie à la production nette agricole et donc réduit la capacité nourricière du métabolisme agricole. Ces relations seront traitées dans le chapitre 3.

Les agriculteurs

Nous calculons l'alimentation des agriculteurs comme le produit de la population active agricole (Figure 2.1) par la consommation moyenne nationale par personne (FAOSTAT, 2018; Toutain, 1971) au cours d'une année. Nous soulignons qu'un dilemme éthique peut se poser lorsque nous considérons que l'énergie associée au travail des agriculteurs est égale à la totalité de l'alimentation des agriculteurs au cours d'une année. Le dilemme³¹ est de savoir quelle part de cette alimentation totale peut être considérée comme juste ou appropriée dans l'inventaire des entrées énergétique du système agricole (Fluck, 1992; Ibarrola-Rivas et al., 2016). Dans notre étude, cette entrée d'énergie des agriculteurs est considérée égale à l'énergie primaire de toute l'alimentation des agriculteurs. Nous faisons ce choix méthodologique non pas parce que les agriculteurs sont seulement considérés en tant que main-d'œuvre, mais au contraire parce qu'ils sont des éléments irréductibles du système de production.

Le nombre d'heures de travail n'est pas une variable dans le calcul de l'énergie investie par les agriculteurs néanmoins il est intéressant de discuter la durée de travail des agriculteurs³². Les estimations historiques des temps de travail sont peu nombreuses. Néanmoins nous pouvons citer la reconstitution d'une série de durée annuelle de travail effectuée par les statisticiens *Marchand et Thélot* (1991). Ils estiment à 3000h la durée du travail pour tout le XIXe siècle à partir d'un niveau moyen de 300 jours de travail par an et une durée de 10h par jour et par actif agricole à temps plein. Ils considèrent ensuite un infléchissement excepté les périodes de guerre jusque dans les années 1950 autour de 2300 heures, puis une augmentation à 2500 dans les

³¹ Voir discussion détaillée sur les différentes comptabilités répertoriées du travail humain dans le chapitre 'Energy of Human Labor' du livre de *Fluck* (1992).

³² La définition économique du travail agricole pour la période récente à partir des années 1950 est abordée en détail dans les travaux de *Brangeon et al.* (1989).

années 1980. La dernière statistique de l'INSEE précise un temps de travail hebdomadaire moyen de 53.3 heures (INSEE, 2016c) qui correspond à 2600 heures par an pour les agriculteurs avec des disparités par type d'exploitations (les producteurs de lait étant ceux qui travaillent le plus).

Les animaux de travail

L'alimentation des animaux de travail est calculée comme la somme des besoins annuels en énergie d'entretien et énergie de travail multipliée par le nombre d'animaux de travail, en comptant les chevaux, les ânes et mulets, les bœufs et vaches de travail. Le calcul est basé sur les besoins alimentaires de chevaux de travail estimés par *Smil* (2008) qui correspondent à 14 MJ par heure de travail et 3.75 MJ par heure de repos, pour une durée de travail de 8h par jour et 190 jours par an (Ministère de l'Agriculture, 1898). La durée de travail annuel qui en résulte de 1520 heures par an, est en ligne avec le chiffre moyen de 1500 heures fournies par *Fluck* (1992). Le calcul final donne une consommation de 48 GJ d'énergie primaire par an et par cheval. Les besoins alimentaires annuels des bœufs, des vaches, des ânes et mulets sont calculés proportionnellement à leur rapport de puissance avec celui des chevaux (Ministère de l'Agriculture, 1970b) et égaux à 38, 16, 14 et 12 respectivement.

L'énergie de travail de l'animal est un calcul moyen annuel. En réalité, elle varie en fonction de l'intensité et du temps passés dans les différents travaux agricoles mais ces informations ne sont pas renseignées dans les statistiques agricoles. Par exemple, l'énergie dans le travail du labour dépend de la profondeur du labour qui a certainement varié entre 1880 et 1960. Néanmoins, nous considérons l'énergie des animaux de travail comme constant par animal au cours de la période. Nous n'avons pas pour la France d'analyses du travail agricole aussi détaillé que de l'analyse de *C. Wright* (1899) pour les États-Unis qui compare le temps passé pour chaque sous-opération du travail agricole en fonction de l'outil utilisée (manuelle, animal ou moteur à vapeur) et qui permettrait d'affiner l'énergie du travail des animaux de travail.

2.4.3. Énergie directe de source externe et énergie indirecte

Les sous-sections qui suivent permettent de compléter le calcul de l'énergie investie représentée dans la Figure 2.9, en détaillant d'abord l'énergie directe consommée dans les machines agricoles, les serres, irrigations, bâtiments d'élevage et ensuite l'énergie indirecte associée aux ressources importées de la ferme France.

Les machines agricoles

L'énergie consommée pour les machines agricoles est appelée le carburant des machines (CM). CM est calculé pour les tracteurs et les moissonneuses-batteuses avec l'équation 2.2.

$$CM = (F \times P_{nom} \times FC \times WT) / CE \quad (2.2)$$

Où

F : le parc des machines

P_{nom} : la puissance nominale de la machine (exprimée en W)

FC : le facteur de charge (%)

WT : la durée d'utilisation annuelle (exprimée en heures par an) et CE l'efficacité de conversion (%)

Les hypothèses pour F et P_{nom} pour les tracteurs et moissonneuses-batteuses sont décrites dans la section 2.2.3 et présentées dans les Figure 2.4 et Figure 2.5. Le rapport entre la puissance de travail effective et la puissance nominale des machines (facteur de charge, FC) varie selon le type de travail sur le terrain (Aguilera et al., 2015). Il est pris égal à 50 % pour les tracteurs et à 85 % pour les moissonneuses-batteuses. L'efficacité de conversion du carburant en énergie mécanique (CE) est égal à 17 % en 1929 sur la base du modèle McCormick Deering 10-20 (NTT, 1927) et à 43 % et 45 % respectivement en 1980 et 2014, selon les données disponibles pour les véhicules lourds (Ministère de la transition Ecologique et Solidaire Transport, 2014). La durée d'utilisation annuelle des machines (WT) est un facteur clé qui est très peu renseigné dans les statistiques. Néanmoins, nous avons les données de durée d'utilisation annuelle pour les tracteurs de 720 heures en 1961 et 409 heures en 1983 (Ministère de l'Agriculture, 1968 ; 1985) et pour les moissonneuses-batteuses de 110 heures en 1983 (Ministère de l'Agriculture, 1985). Pour le reste de la période, la durée d'utilisation est estimée par interpolations linéaires (Figure 2.10). Pour les tracteurs, la durée d'utilisation annuelle est de 1500 heures pour les tracteurs en 1929, ce qui correspond au nombre d'heures de travail pour un cheval à ce moment-là. Cette durée d'utilisation diminue à 340 heures par tracteur par an aujourd'hui. Pour les moissonneuses-batteuses, la durée d'utilisation a diminué de façon linéaire de 110heures par an jusqu'en 1983 (Agreste, 1985) à 80 heures par an aujourd'hui. Cette durée annuelle correspond au temps nécessaire au parc actuel de moissonneuses-batteuses pour récolter toutes les surfaces de grande cultures à la vitesse de $5 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ et avec une largeur moyenne de coupe de 8m (Agriaffaires, 2017).

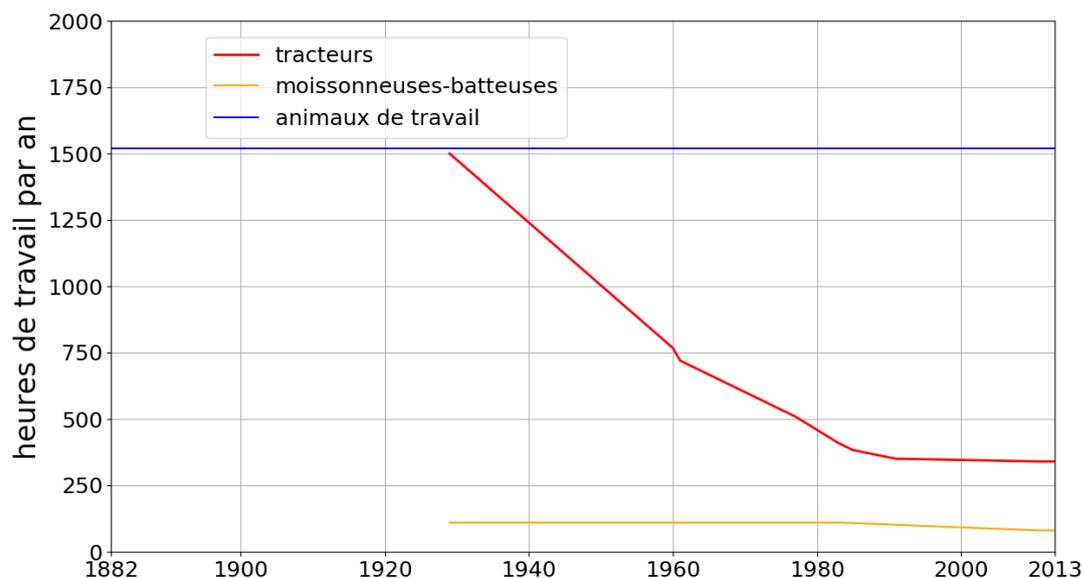


Figure 2.10 : Hypothèses sur la durée d'utilisation annuelle des tracteurs et moissonneuses-batteuses (1929-2013) et des heures de travail des animaux de travail en France entre 1882 et 2013. Source : voir détails dans le texte.

Validation de la consommation de carburant des machines agricoles à partir de données existantes

A l'aide de la Figure 2.11, nous vérifions que la consommation modélisée du carburant des machines correspond bien à toutes les données d'enquêtes publiées sur la consommation de carburant des exploitations agricoles, qui sont disponibles pour les années 1938, 1948, 1977, 1981, 1985, 1992, 2011 (Agreste, 2014a, 1994; Ministère de l'Agriculture, 1979). D'après les enquêtes de 1992 et 2011, le carburant des machines représente plus de 60 % de la consommation totale d'énergie direct de l'agriculture (Agreste, 2014b, 1994).

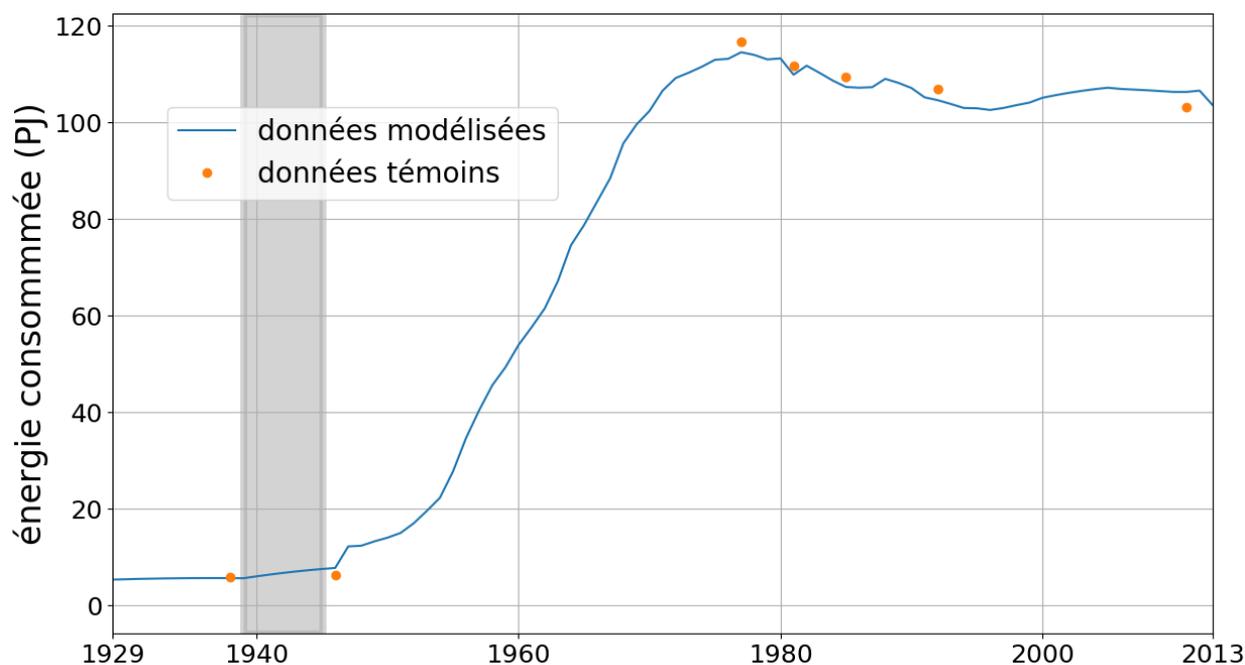


Figure 2.11 : Comparaison des données modélisées de la consommation de carburant des machines agricoles avec les données de consommation d'énergie des exploitations agricoles reportées par les enquêtes conjoncturelles pour les années 1938, 1948, 1977, 1981, 1985, 1992, 2011. Sources : (Agreste, 2014b, 1994; Ministère de l'Agriculture, 1984, 1979, 1948), adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a)

Les serres, les systèmes d'irrigation et les bâtiments d'élevage

Les consommations d'énergie dans les serres, les bâtiments d'élevage et les systèmes d'irrigation sont renseignées pour les années 1977, 1981, 1985, 1992 et 2011 et représente plus de 90 % de la consommation d'énergie directe des exploitations agricoles, si l'on ne compte pas le carburant des machines agricoles (Agreste, 2014b, 1994). Les méthodes de calculs pour chacun de ces trois postes sont résumées dans le Tableau 2.1. Le reste (10 %) de la consommation d'énergie directe dont on n'a pas tenu compte dans la modélisation, couvre l'énergie dans les séchoirs, les chambres froides et l'activité de vente directe.

La consommation d'énergie dans les serres est principalement destinée au chauffage des surfaces des serres maraîchères et horticoles. Elle est calculée depuis 1956 en fonction des surfaces chauffées (Agreste, 2019; Ministère de l'Agriculture, 1977, 1970b) en supposant une intensité énergétique constante par hectare et catégorie de production (Ademe, 2007).

L'énergie pour l'irrigation est calculée depuis 1962 en fonction de la surface équipée (Ministère de l'Agriculture, 1972) en supposant un approvisionnement en eau par hectare, une hauteur d'élévation et une efficacité de pompage comme en 2011 (Agreste, 2012).

La consommation d'énergie dans les installations d'élevage est principalement destinée au chauffage, à la ventilation et à l'éclairage des bâtiments et à l'exploitation des salles de traite. Elle est estimée en fonction de la production animale annuelle en supposant une augmentation linéaire de l'intensité énergétique (J par J de production animale) entre 1992 et 2011. La régression donne zéro en 1960, ce qui est cohérent avec le fait que l'industrialisation de l'élevage commence dans les années 1960 (Diry, 1979).

Tableau 2.1 : Méthodologie de calcul de l'énergie consommée pour les serres, l'irrigation et les bâtiments d'élevage. Sources: ^a(Agreste, 2019; Ministère de l'Agriculture, 1977, 1970b), ^b(Ademe, 2007), ^c(Agreste, 2012; Ministère de l'Agriculture, 1972), ^d(Agreste, 2012).

Équipements	Variable proxy	Méthode de calcul	Valeur des paramètres
Serres	Surfaces chauffées ^a	Surfaces chauffées × Intensité énergétique	intensité énergétique ^b = 11688 GJ·ha ⁻¹ pour les serres maraichères intensité énergétique = 5537 GJ·ha ⁻¹ pour les serres horticoles
Irrigation	Surfaces équipées ^c	Surfaces équipées × g × h × H/ efficacité	apport moyen d'eau h ^d =194 mm ; élévation d'eau H=17m ; efficacité de la pompe =10 % ; g=10 m·s ⁻²
Bâtiments d'élevage	Production animale (PA)	PA × Intensité énergétique	Les données brutes des intensités énergétiques pour 1992 et 2001 et régression linéaire pour les autres années

Avant d'aborder le calcul des énergies indirectes, il convient de revenir sur la consommation d'énergie des serres pour illustrer le degré de dépendance de certains moyens de productions agricoles et types de produits agricoles aux énergies fossiles. Les premières serres en plastique et en verre en France et en Europe apparaissent dans les années 1950 en pleine modernisation des exploitations agricoles. Ce sont d'abord les maraîchers traditionnels qui cultivaient des espèces légumières sous châssis³³ qui vont adopter cette technologie (Ministère de l'Agriculture, 1977). En effet, les serres permettent d'allonger les calendriers de production et

³³ Un châssis de culture est un coffre en bois recouvert d'une vitre, cette technique de produit est utilisé dans les zones maraichères péri-urbaines depuis le début du XXe siècle (Gaulin, 1987).

de maîtriser les paramètres de croissance des productions végétales. Mais ces possibilités se font au prix d'une grande consommation de combustibles fossiles pour chauffer essentiellement. Dans les années 1970, les serres consommaient surtout du fuel oil domestique et de l'huile lourde Mazout et c'est le premier choc pétrolier de 1973 qui va atténuer l'expansion des surfaces sous serres. Aujourd'hui, les serres en France consomment essentiellement du gaz naturel. La consommation d'énergie des serres représente 10% de la consommation totale d'énergie directes de l'agriculture (Agreste, 2014b) pour une surface de production concernée de moins de 0.01% de l'ensemble des surfaces arables. Pour l'année 2013, nous estimons la consommation énergétique des serres maraîchères seules autour de 11PJ pour une production de tomates (70%) et de concombres (30%) équivalente à 1.5 PJ. Autrement dit, un rapport entre énergie investie et l'énergie récoltée autour de 10% seulement.

Engrais industriels

La consommation d'énergie grise associée aux engrais industriels est calculée pour les engrais azotés (N), phosphorés (P) et potassiques (K). Comme pour les quantités d'engrais industriels d'azote évoquées dans la section 2.3.4, les quantités d'engrais P et K sont aussi extraites des statistiques agricoles annuelles entre (1882-1988) et du module des intrants FAOSTAT (1989-2013). L'énergie grise pour la fabrication des engrais est supposée constante dans le temps et égale à 51.4, 7.6 et 8.5 GJ·t⁻¹ respectivement pour N, P et K. Ces valeurs correspondent aux moyennes des estimations hautes et basses fournies par *Piringer et Steinberg* (2006). Les estimations les plus basses sont de 42,8, 2,11 et 4,6 GJ·t⁻¹ pour N, P, K respectivement. Les estimations les plus élevées sont 60, 13,1 et 12,4 GJ·t⁻¹ pour N, P, K.

Ces estimations tiennent compte des intensités énergétiques des industries actuelles des engrais. Par conséquent, la consommation d'énergie indirect associée aux engrais industriels est certainement légèrement sous-estimée avant 1980, étant donné la diminution d'environ 40 % de l'intensité énergétique de la production d'engrais au cours du XXe siècle (Aguilera et al., 2015; Smil, 2001).

Pesticides

Les données de consommation des pesticides sont extraites de la FAO depuis 1990 par produit principal (insecticides, herbicides, fongicides et autres). Pour les années précédentes, l'utilisation des pesticides est basée sur des estimations de doublement des quantités utilisées tous les dix ans depuis 1945 (INRA, 2014). L'intensité énergétique des pesticides est basée sur

les résultats de *Pimentel* (1980). L'intensité énergétique comprend les coûts énergétiques directs et indirects par produit de $200 \text{ GJ} \cdot \text{t}^{-1}$ de pesticides en moyenne.

Energie grise des aliments importés du bétail

Nous calculons l'énergie grise associée aux aliments importés du bétail en allouant une consommation énergétique qui correspond à l'énergie utilisée pour la fabrication des engrais azotés industriels et au carburant des machines agricoles nécessaires à la production des aliments. Les aliments importés du bétail sont principalement du soja (graines et tourteaux) du Brésil, pays dans lequel le soja est produit avec un rendement autour de $3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (FAOSTAT, 2018). La quantité d'engrais azotés est estimée en supposant une efficacité d'utilisation de l'azote de 60 % et une fertilisation azotée en entrée qui est à moitié d'origine industrielle et à moitié d'origine biologique. Nous développons la notion d'efficacité d'utilisation de l'azote dans le chapitre 3. L'énergie de traction est calculée pour une consommation unitaire d'énergie de $2 \text{ GJ} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Pimentel et Pimentel, 2008). Dans le cas particulier des sous-produits de culture (tourteaux), la consommation énergétique de la production est attribuée aux sous-produits à l'aide de coefficients d'allocation (Chatzimpiros et Barles, 2010).

2.4.4. La transition dans les entrées d'énergie

La Figure 2.12 montre l'évolution de l'énergie investie dans le système agricole au cours de la période d'étude. La somme des énergies investies n'a augmenté que de 15 % entre 1882 et 2013 - avec un pic au début des années 1990 mais les types et les sources d'énergie ont considérablement changé durant cette période (Figure 2.12). Jusqu'à la fin de la Seconde Guerre mondiale, la quasi-totalité de l'énergie investie provient de biomasse produite à l'intérieur de l'agriculture française sous forme d'alimentation pour les animaux de travail et les agriculteurs. À l'opposé, aujourd'hui, le mixte énergétique de l'énergie investie est composé à plus de 80 % de combustibles fossiles, 15 % d'électricité non renouvelable et 5 % de biomasse. Les engrais indirects (42%) et le carburant des machines (33%) représentent plus de 75 % de l'énergie investie dans l'agriculture aujourd'hui.

La Figure 2.12 permet de caractériser la transition énergétique opérée dans le métabolisme agricole. Elle témoigne de la substitution des énergies de source interne – qui sont l'alimentation des agriculteurs et celle des animaux de travail, par des énergies fossiles provenant de l'extérieur du système.

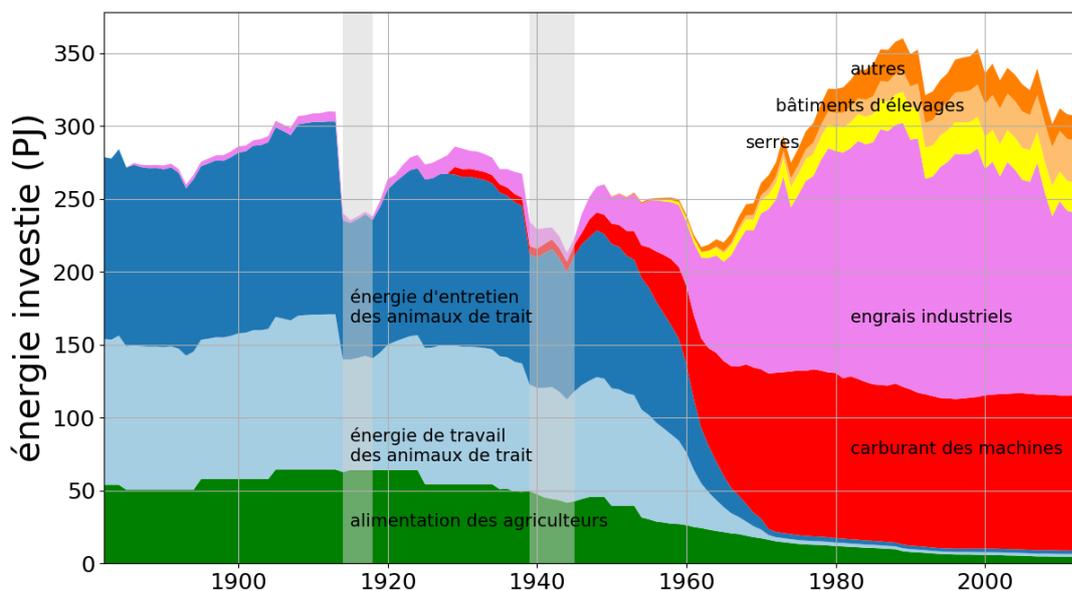


Figure 2.12 : Évolution de l'énergie investie exprimée en PJ dans l'agriculture en France entre 1882 et 2013. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

La consommation d'énergie indirecte commence autour de 1945 et coïncide avec le début du choix de dépendance des exploitations agricoles à l'égard des engrais industriels, des pesticides et de l'alimentation importée du bétail. Aujourd'hui, la consommation indirecte d'énergie de l'agriculture est aussi élevée que la consommation directe d'énergie. Chacune représente environ 2,6 % de la consommation nationale d'énergie de la France. Cependant, dans les bilans énergétiques officiels, la consommation indirecte d'énergie est traditionnellement attribuée au secteur industriel (Arizpe et al., 2011) et n'est pas intégrée au secteur de l'agriculture. Au vu de ce faible pourcentage, nous serions tentés par affirmer que l'agriculture ne représente qu'une faible part de la consommation totale de combustibles fossiles et qu'il est négligeable par rapport aux autres secteurs de consommation de la France. Cependant, cette affirmation occulterait la part écrasante des combustibles fossiles dans le mixte énergétique des systèmes agricoles comme un facteur de risque pour la sécurité alimentaire.

Nous discutons maintenant deux choix méthodologiques concernant le calcul de l'énergie investie qui sont centraux dans l'analyse de la transition énergétique du métabolisme agricole. Le premier choix est de considérer l'énergie primaire et non l'énergie finale comme unité de base de la comptabilité énergétique pour les animaux de travail et les agriculteurs. Nous soutenons que l'énergie primaire est ce qui compte du point de vue des ressources. Dans le cas des animaux de travail, l'énergie finale ne représente qu'environ 10 % de l'énergie primaire mobilisée pour le travail, ce qui signifie que toute approche considérant l'énergie finale comme

entrée du système, sous-estimerait d'un ordre de grandeur le coût énergétique des systèmes agricoles préindustriels. Le second choix est de considérer l'autoconsommation d'énergie comme partie intégrante de l'énergie investie au système agricole. La Figure 2.12 permet de mesurer l'impact de ce choix méthodologique. En effet, ne pas tenir compte de l'alimentation des animaux de travail dans le système agricole préindustriel reviendrait tout simplement à considérer que l'énergie investie dans l'agriculture ne commence qu'avec le début de la consommation d'énergies fossiles. Un tel choix serait erroné puisqu'il mettrait de côté une grande partie de l'énergie investie.

Enfin, nous pouvons aussi avoir un regard critique sur la non prise en compte de l'énergie mobilisée pour la fabrication et maintenance des machines agricoles en plus du carburant consommé pendant leur fonctionnement. Par rapport au cas de l'agriculture préindustrielle où la reproduction et maintenance des moyens de travail est inhérente au système (i.e. énergie d'entretien et travail, voir Figure 2.12), ce choix peut paraître non symétrique et sous-estime légèrement la dépendance de l'agriculture actuelle aux énergies fossiles. Cependant, il est très difficile de reconstruire les données de fabrication des machines agricoles avec précision sur la durée d'étude et ainsi nous avons exclu cet aspect de l'analyse, sachant pourtant que ceci induit un biais minime.

Nombreuses études depuis la fin des années 1960 se sont penchées sur le rôle de l'énergie investie mais uniquement de source externe, en négligeant ainsi l'importance de l'autoconsommation qui y est minimisée. Une partie de ces études ont proposé des comparaisons par régions du monde (Arizpe et al., 2011) alors que d'autres ont comparé différentes cultures et production animale dans une région donnée (Pimentel, 2004). Notre analyse contribue à ce pan de recherches en proposant un cadre méthodologique permettant de quantifier et caractériser les transitions du métabolisme agricole sur le temps long.

2.5. Conclusion

Nous avons reconstitué les transitions dans les moyens de production et entrées d'azote et d'énergie du système agricole de la France entre 1882 et aujourd'hui. L'industrialisation du système agricole débute avec l'apport des engrais industriels d'azote qui va progressivement s'affranchir des limites de fertilisation organique des systèmes agricoles préindustriels. Le métabolisme agricole du début de période est tributaire de la fixation biologique d'azote en mobilisant des ressources internes. Dans ce système préindustriel, les prairies et les bovins sont

essentiels en tant que vecteurs de circulation de l'azote. Aujourd'hui, le métabolisme agricole, en déléguant la production d'engrais à l'industrie lourde et en faisant appel au commerce international d'aliments du bétail, réussit à gagner des surfaces fixatrices *fantômes*. Nous avons déterminé et caractérisé l'ampleur de cette transition. En parallèle, le calcul de l'énergie investie distinguée entre autoconsommation et énergie de sources externes permet une lecture systémique de la transition énergétique dans les moyens de production. Dans son métabolisme préindustriel l'agriculture réinvestissait une partie importante de sa production dans son propre fonctionnement, et si il est question de s'affranchir des énergies fossiles dans le cadre de la transition énergétique, cette quantité devra être retrouvée. Nous soulignons le choix méthodologique de la comptabilité du flux d'autoconsommation d'énergie comme critique pour mettre en évidence la substitution des forces musculaires qui se nourrissaient de biomasse renouvelable par un système mécanisé *nourri* d'énergies fossiles.

Nous analysons dans le prochain chapitre l'impact de l'autoconsommation d'énergie sur la capacité nourricière et calculons des indicateurs d'efficacité pour caractériser les transitions dans une optique historique et prospective.

Chapitre 3 : Caractérisation des transitions agricoles et implications pour la capacité nourricière

Ce chapitre 3 est écrit à partir des deux articles publiés intitulés *Energy, Nitrogen, and Farm Surplus Transitions in Agriculture from Historical Data Modeling. France, 1882–2013* dans *Journal of Industrial Ecology* le 17 avril 2018 et *Can Agriculture Balance Its Energy Consumption and Continue to Produce Food? A Framework for Assessing Energy Neutrality Applied to French Agriculture* dans *Sustainability* le 6 décembre 2018 (en Annexe 5).

3.1. Introduction

L'objectif de l'agriculture est de produire du surplus agricole. Alors que la production de surplus agricole se faisait en autonomie énergétique au temps préindustriel, le surplus agricole est aujourd'hui produit en faisant appel aux énergies fossiles. L'objectif principal de ce chapitre est de retracer l'évolution du surplus agricole en France et donc de la capacité nourricière potentielle de l'agriculture tout au long des transitions et quantifier les efficacités de la production de ce surplus. Nous démontrons que l'efficacité d'utilisation de l'azote dans le système agricole, qui est a priori un indicateur agronomique, a de fortes implications énergétiques. L'efficacité de traction est également une caractéristique clé du changement des moyens de traction lors du passage des forces musculaires aux moteurs. Nous examinons les indicateurs d'autosuffisance en énergie et en azote du métabolisme agricole au cours du temps. Par ailleurs, du moment que le système agricole est appelé à redevenir un système énergétique à part entière dans le cadre de la transition énergétique, au même titre qu'il l'était déjà au temps préindustriel, il est pertinent de calculer l'indicateur du retour sur investissement énergétique (EROI) dans une optique prospective. Cet indicateur correspond au rapport entre la production nette agricole et l'énergie investie. Tant que le système agricole fonctionnait en autonomie à base de biomasse, le numérateur et le dénominateur de ce rapport sont de même nature. Mais dès que le système agricole fait appel à des sources d'énergies externes (notamment fossiles), les deux termes du quotient de l'EROI ne sont plus comparables en termes de nature d'énergie. Ce chapitre permet de mieux approfondir la définition de l'EROI en proposant une variante pertinente pour examiner les transitions.

Nous commençons par la modélisation de l'efficacité d'utilisation de l'azote, de l'efficacité de traction et de l'EROI sur la durée historique. Nous mettons en évidence les mécanismes par lesquels le système agricole parvient à augmenter ces efficacités au cours de la période d'étude. Nous démontrons comment les liens d'arbitrage entre consommation d'énergie interne et énergie externe au système, qui se sont opérés pendant les transitions, impactent la génération de surplus agricole. Il s'agit ensuite de confronter le bilan net énergétique de l'agriculture avec les attentes de production de bioénergie par le reste de la société, à travers l'analyse de scénarios prospectifs énergétiques appliqués à l'échelle de la France. L'originalité de cette démarche est de comparer les flux d'entrée et de sortie sur une même base énergétique afin de déterminer le véritable bilan énergétique du système agricole.

3.2. Efficacité d'utilisation de l'azote et autosuffisance en azote

Nous définissons l'efficacité d'utilisation de l'azote et l'autosuffisance en azote pour le métabolisme agricole en nous appuyant sur le schéma de la Figure 3.1 qui rappelle le bilan azote de l'agriculture.

L'efficacité totale de l'utilisation d'azote (NUE_{tot}) est définie comme le rapport entre la sortie azote du système sous forme de production nette (N_{NP}) et la somme des entrées d'azote (N_{tot}) étudiées respectivement dans les sections 1.3.5 du chapitre 1 et section 2.3.1 du chapitre 2 :

$$NUE_{tot} = N_{NP} / N_{tot}$$

La NUE_{tot} est un riche indicateur qui englobe l'ensemble des efficacités de gestion de l'azote au sein du système agricole. Il intègre à la fois l'efficacité d'utilisation d'azote dans les cultures arables ($NUE_{cultures}$), l'efficacité de conversion azote de la production animale (NCE étudié dans le chapitre 1), le taux de recyclage de l'azote des effluents d'élevage (β) (égal à 0 s'il n'y a pas de recyclage et 100% dans le cas d'un recyclage parfait théorique). Nous étudions plus en détail dans le chapitre 4 la relation entre NUE_{tot} et les trois efficacités partielles d'utilisation de l'azote en agriculture (NCE, $NUE_{cultures}$, β) à l'appui d'un modèle théorique de bilan. La NUE_{tot} permet de quantifier facilement les pertes totales d'azote d'un système agricole vers l'environnement (N_{pertes}) avec l'équation en fonction des entrées totales : $N_{pertes} = N_{tot} \times (1 - NUE_{tot})$. La littérature scientifique renseigne davantage sur la NUE des cultures

arables (Lassaletta et al., 2014a; Zhang et al., 2015) que sur la NUE_{tot} qui couvre le système agricole dans sa globalité.

L'autosuffisance en azote³⁴ est définie comme le rapport des entrées locales d'azote (dépôt atmosphérique d'azote N_{atm} et fixation biologique d'azote BNF) à la somme totale des entrées : $N_{autosuffisance} = (N_{atm} + BNF) / N_{tot}$. L'autosuffisance en N est une caractéristique macroscopique clé du métabolisme agricole, permettant de mesurer le degré de dépendance aux sources externes au système, telles les engrais industriels et l'azote importé sous forme d'aliments du bétail.

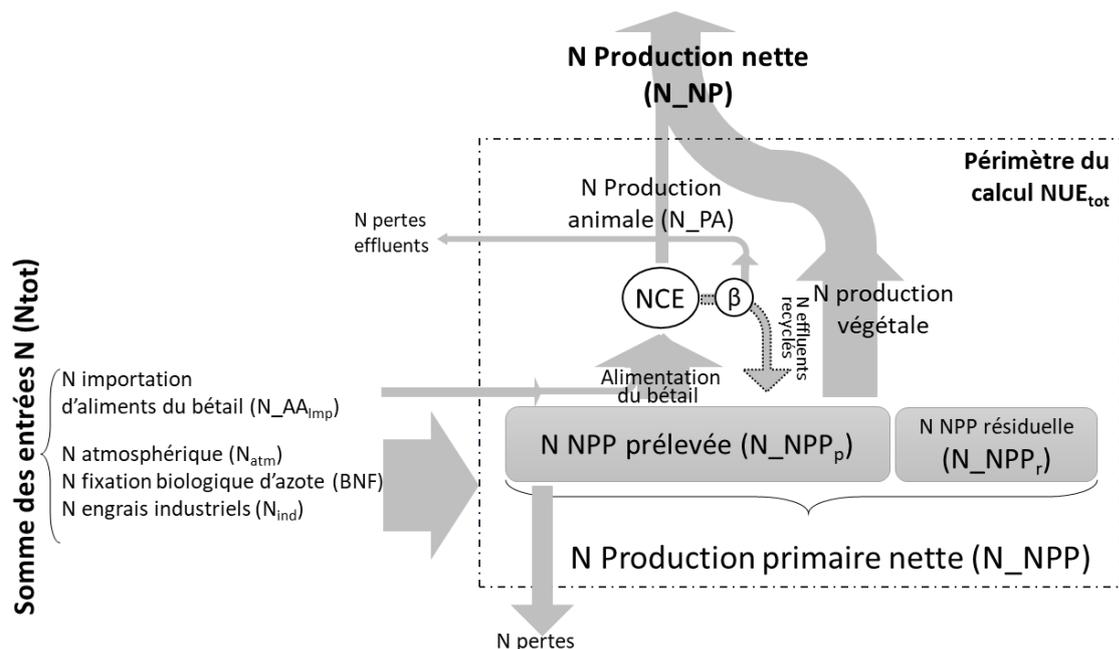


Figure 3.1: Schéma du métabolisme azote du système agricole et périmètre du calcul de l'efficacité totale de l'utilisation azote (NUE_{tot}) qui est le rapport entre la production nette agricole exprimée en azote (N_{NP}) et la somme des entrées d'azote (N_{tot}). Sources: cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

Pour faciliter la lecture de l'analyse qui suit, nous avons regroupés les deux composantes du rapport de la NUE_{tot} dans la même Figure 3.2a. La Figure 3.2b montre en parallèle le résultat obtenu pour les évolutions de NUE_{tot} et $N_{autosuffisance}$.

³⁴ Notre appellation *autosuffisance en azote* (N) diffère du taux d'autosuffisance protéique qui est un autre terme parfois utilisé par les politiques ou économistes pour désigner l'autonomie d'un pays ou d'une région en comparant la demande intérieure de protéines avec la production intérieure (Union Européenne, 2018).

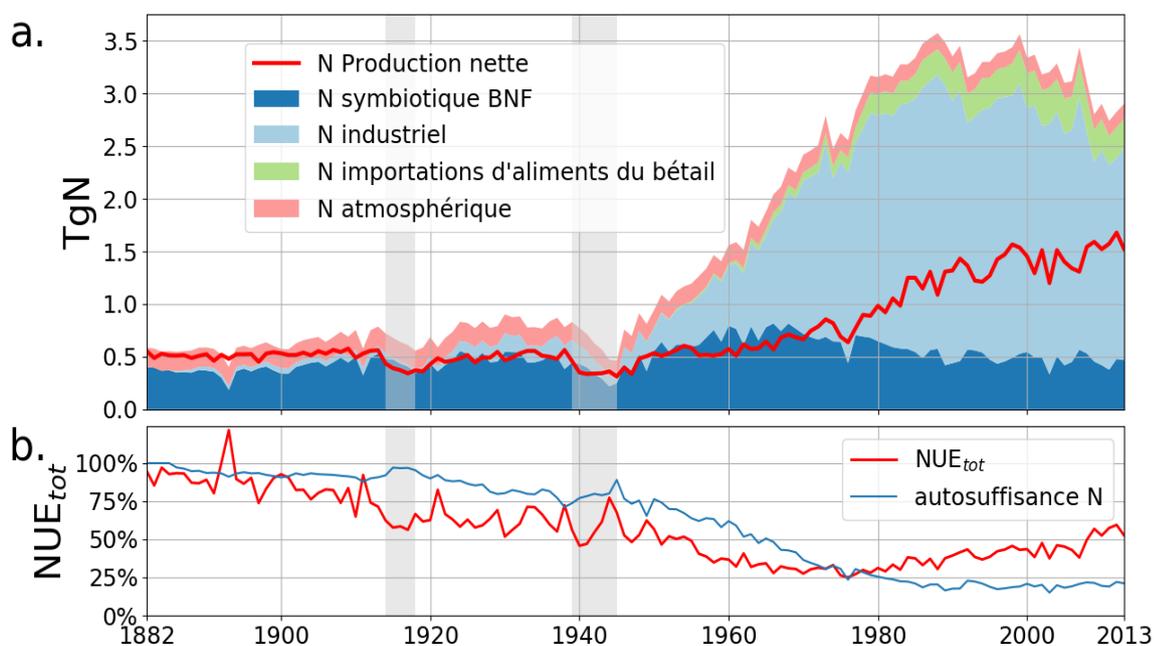


Figure 3.2: a. Somme des entrées d'azote comparée à la sortie sous forme de production nette d'azote (TgN) b. Efficacité totale d'utilisation de l'azote (NUE_{tot}) et l'autosuffisance en azote (%) de l'agriculture française entre 1882 et 2013. Sources: cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

La transition azote démarre juste après l'invention du procédé Haber-Bosch de 1913 pour la synthèse de l'ammoniac mais s'inscrit dans un temps relativement long. Comme nous l'avons examinée dans le précédent chapitre pour les entrées d'azote du système, cette période est caractérisée par l'augmentation des apports externes d'azote sous forme d'engrais industriels et des importations d'aliments du bétail qui vont reléguer les entrées locales d'azote (BNF et N_{atm}) au second plan. L'autosuffisance en azote chute de 93% en 1892 à 19% aujourd'hui (ligne bleue sur la Figure 3.2b). La dynamique temporelle de la NUE_{tot} suit une trajectoire complexe dans laquelle nous pouvons distinguer deux phases opposées (ligne rouge sur la Figure 3.2b). Tout d'abord, la première phase qui s'étale sur une période d'un siècle allant de la fin du XIXe siècle aux années 1970 est caractérisée par une baisse longue et continue de la NUE_{tot} de 90 à 25 %, dont la moitié a lieu entre 1950 et 1970. Cette baisse est corrélée à l'augmentation de la production nette d'azote (ligne rouge sur la Figure 3.2a) dans un contexte d'abondance sans précédent d'engrais industriels et de politiques stimulants le productivisme

sans régulation environnementale (Commission général du Plan, 1946)³⁵. Cette transition azote apparaît aujourd'hui comme une expérience à ciel ouvert pour l'agriculture qui a favorisé des économies d'échelle et le découplage de l'élevage et des cultures végétales (Cowling et Galloway, 2002). En totale contradiction avec l'agriculture traditionnelle, le découplage des systèmes de culture et d'élevage entrave le recyclage de l'azote des effluents d'élevage et augmente les pertes. Le couplage séculaire entre agriculture végétale et animale permettait de fertiliser les grandes cultures à partir des légumineuses fourragères non-comestibles par l'homme (Chatzimpiros et Barles, 2013). Le recyclage de l'azote des effluents d'élevage aux terres arables des grandes cultures était à la fois la pierre angulaire du maintien de la productivité dans les systèmes préindustriels et le facteur clé d'une NUE_{tot} élevée pendant la première moitié du XXe siècle³⁶. Notons que des valeurs de NUE_{tot} supérieures à 100 %, comme en 1893, peuvent correspondre à une bonne année pour les céréales et une mauvaise année pour les légumineuses, conduisant ainsi à un bilan déséquilibré avec déstockage et appauvrissement ponctuel en azote des sols.

La deuxième phase s'étend de la fin des années 1970 à nos jours et se caractérise par un doublement de la NUE_{tot} de 25 à 50 % en parallèle du triplement des rendements des principales cultures (détaillé dans le chapitre 1). Cette tendance est contraire à celle de la première phase et à ce qui est habituellement observé, à savoir que l'augmentation des rendements des cultures implique la dégradation de la $NUE_{cultures}$ (Tilman et al., 2002). Durant cette deuxième phase, la croissance concomitante de la productivité et de la NUE_{tot} suggère un " âge d'or " d'intensification de la production grâce à l'amélioration des pratiques agricoles guidées par des directives et un ensemble d'outils visant une gestion plus efficace des nutriments. La directive principale est la directive européenne de 1991³⁷ (EU, 1991) sur les nitrates qui va viser à réduire

³⁵ Voir pour plus de détails, la perspective d'une histoire politique de *Bonneuil et al.* (2012) pour cette période clé 1946-1948 de transformation des politiques agricoles favorisant le développement parallèle de la mécanisation, la voie hybride et l'emploi des engrais chimiques.

³⁶ Le chimiste et agronome français *Barral (1863)* écrit « il suffit de rappeler que le secret de l'abondance des moissons réside uniquement dans du fumier, du fumier et toujours du fumier ».

³⁷ Directive n° 91/676/CEE concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles.

la pollution des eaux et définir des zones vulnérables. Cette mesure met un frein à la fertilisation excessive et pousse les entrées totales de N à la baisse à partir des années 1990 (Figure 3.2a). Aujourd'hui, la France compte 50 % de plus de production nette (Figure 3.2a) et 20 % de moins d'entrées d'azote que dans les années 1980 (Figure 3.2a). Aujourd'hui, la marge d'amélioration de la $NUE_{cultures}$ des grandes cultures est limitée. En effet, la France a déjà réussi à augmenter le $NUE_{cultures}$ à une valeur estimée à 70 % et avec des rendements de production de blé par exemple au-dessus de $7 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Lassaletta et al., 2014a). De ce point de vue, la France fait partie d'une poignée de pays qui sont parvenus à pratiquement maximiser à la fois les rendements et $NUE_{cultures}$ (Lassaletta et al., 2014a). Il est difficile d'estimer avec certitude la valeur maximale que la $NUE_{cultures}$ pourrait atteindre lorsque les pratiques agricoles de fertilisation azotée sont optimales à l'échelle nationale. En revanche, les possibilités d'améliorer le niveau de la NUE_{tot} qui est à 50% aujourd'hui (Figure 3.2b) existent et passent par une meilleure intégration spatiale entre les systèmes de culture et d'élevage, qui permettrait alors d'améliorer le recyclage de l'azote provenant des effluents d'élevage (Delaby et al., 2014).

Enfin, contrairement à la multiplicité des approches de calcul de l'indicateur de retour sur investissement énergétique comme nous le précisons dans la section suivante, le cadre de calcul de NUE est moins débattu dans la littérature scientifique, mais les approches à long terme sont rares et se concentrent sur le calcul des $NUE_{cultures}$ des systèmes de cultures (Lassaletta et al., 2014a; Shen Yuan et Peng, 2017) plutôt que sur le NUE_{tot} .

3.3. Efficacité énergétique, autosuffisance et retour sur investissement énergétique

3.3.1 Définitions

Nous caractérisons la performance énergétique du système agricole à l'aide de trois indicateurs : le retour sur investissement énergétique (EROI), l'autosuffisance énergétique et l'efficacité de traction.

Comme nous l'avons annoncé dans l'introduction, le concept d'EROI est un indicateur pertinent pour l'analyse des structures énergétiques dans les systèmes humains (Pelletier et al., 2011). Inspiré des travaux fondamentaux de *Hall* (1972) sur les rendements énergétiques dans la migration des poissons, l'EROI a ensuite été formalisé pour évaluer les gains énergétiques nets pour la société par l'extraction de pétrole, gaz et électricité (Cleveland et al., 1984; Court et Fizaine, 2017).

L'EROI de l'agriculture est calculé comme le rapport énergétique de la production nette agricole sur l'énergie investie, i.e. $EROI = NP/EI$. Le numérateur et le dénominateur de ce quotient ont été calculés respectivement dans la section 1.3.5 du chapitre 1 et la section 2.4.4 du chapitre 2.

L'autosuffisance énergétique est définie comme le rapport entre l'autoconsommation d'énergie (AE) et la totalité de l'énergie investie (EI) et est un indicateur phare de la structure énergétique de l'agriculture.

L'efficacité de traction est calculée comme le rapport entre l'énergie finale fournie dans les travaux des champs agricoles et l'énergie consommée par les moyens de traction (animaux de travail et machines agricoles). L'énergie finale fournie est calculée comme la somme pour tous les moyens de productions du produit entre la puissance nominale et la durée de travail (durée d'utilisation dans le cas des machines). L'énergie consommée est égale à la biomasse primaire correspondant à l'alimentation annuelle des animaux de travail, et à l'énergie du carburant en équivalent pétrole dans le cas des machines agricoles. La reconstitution et rassemblement des données de puissance, durée de travail, et moyens de traction est faite dans le chapitre 2.

3.3.2 Lien entre efficacité d'utilisation de l'azote, efficacité de traction et retour sur investissement énergétique

Nous avons regroupé NP et EI des deux précédents chapitres dans la même Figure 3.3a. Ce rappel des résultats permet de mieux examiner la trajectoire calculée pour l'EROI, l'autosuffisance énergétique et l'efficacité de traction dans la Figure 3.3b.

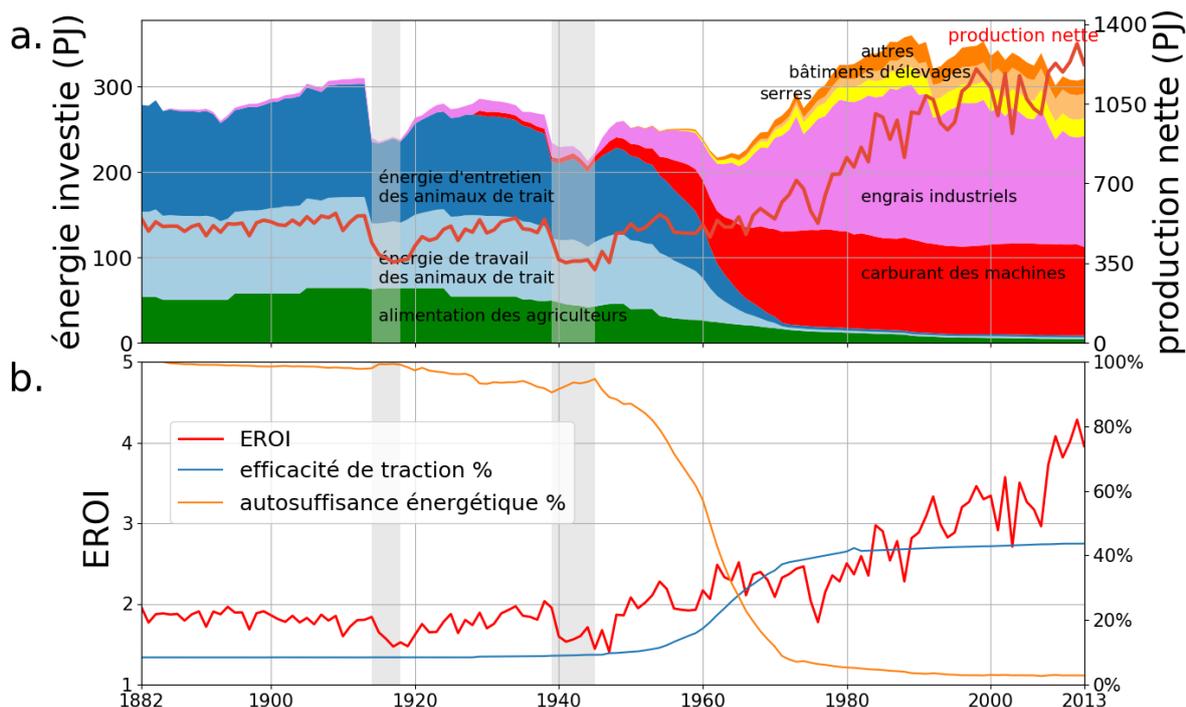


Figure 3.3 : a. Énergie investie au système agricole (axe de gauche) et production nette (axe à droite). b. EROI (axe de gauche), l'efficacité de traction (%) (axe de droite) et l'autosuffisance énergétique (%) (axe de droite) de l'agriculture française entre 1882 et 2013. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

Au cours de cette période de modernisation, l'autosuffisance énergétique (ligne orange dans la Figure 3.3b) du système de production agricole passe de 100% en 1882 à moins de 5% aujourd'hui. Cette baisse qui est en grande partie due à la motorisation de l'agriculture implique des transformations sociotechniques profondes pour l'ensemble des agriculteurs entre 1950 et 1970. Entre ces deux dates, l'autosuffisance énergétique passe d'environ 85 % à moins de 15% (Figure 3.3b). Autrement dit, en l'espace de 20 ans, l'énergie investie dans le métabolisme agricole n'était plus du tout de la même origine et nature. C'est un changement énergétique structurel de grande ampleur pour l'agriculture. Dans l'agriculture préindustrielle, les agriculteurs géraient les exploitations agricoles de manière autonome du point de vue énergétique. Ils élevaient eux-mêmes les animaux de travail, produisaient eux-mêmes leur alimentation et en somme géraient seuls leurs moyens de traction (de Montis, 1986). Après la motorisation complète de l'agriculture, les agriculteurs sont dépendants d'autres industries qui sont à l'extérieur des exploitations agricoles. En effet, les agriculteurs doivent se procurer des machines agricoles auprès de fournisseur-constructeurs et acheminer le carburant auprès des distributeurs des produits pétroliers. Du point de vue plus général et à une échelle globale, la dépendance du système agricole aux énergies fossiles est même considérée comme une menace

pour la sécurité alimentaire par les grandes instances internationales comme l'ONU (UN, 2017) et l'Organisation de coopération et de développement économiques (OECD, 2017).

L'évolution de l'EROI de l'agriculture présente deux phases distinctes aboutissant à la transformation complète de la structure énergétique du système (ligne rouge dans la Figure 3.3b) : avec un EROI de 2 jusqu'en 1950, l'agriculture préindustrielle produisait en énergie deux fois ce qu'elle consommait. L'EROI a progressivement doublé au cours des 60 dernières années pour atteindre 4 aujourd'hui, sous l'impulsion de la croissance des efficacités énergétiques par unité de production nette. Un intérêt majeur de la modélisation en perspective de longue durée est de mieux saisir les liens entre les entrées et les sorties du métabolisme agricole. Il est intéressant de souligner les déterminants critiques de l'EROI pour le système agricole. Les facteurs explicatifs de l'augmentation de l'EROI, en plus des avancées agronomiques en matière de sélection des variétés culturales très productives, sont l'efficacité d'utilisation d'azote (Figure 3.2b) et l'efficacité de traction (représentée par la ligne bleue dans la Figure 3.3b). Ces deux indicateurs impactent directement l'énergie investie dans l'agriculture. D'une part, l'énergie indirecte associée aux engrais industriels est investie plus ou moins efficacement en fonction de la NUE. En effet, comme la fabrication d'engrais industriels consomme beaucoup d'énergie, toute amélioration de la NUE_{tot} se traduit par des économies d'énergie et améliore l'EROI. D'autre part, la consommation d'énergie dans les forces de traction par unité de travail s'est améliorée également au cours du temps, comme le traduit l'augmentation de l'efficacité avec le passage des animaux aux moteurs de moins de 10% en début de période à environ 40% aujourd'hui (Figure 3.3b). Les gains d'efficacité énergétique des moteurs à combustion ne sont pas propres à l'agriculture mais ont profité à tous les secteurs industriels (transports, industries). Le moteur est à la fois plus efficace que le muscle de l'animal durant le travail et a l'avantage d'être désactivé lorsqu'il n'est pas utilisé. Nous reviendrons sur cette comparaison d'efficacité entre traction animale et moteur dans la section 3.5.1.

Cette mise en perspective du rôle de la NUE_{tot} et de l'efficacité de traction dans l'amélioration de la performance énergétique du métabolisme agricole est une avancée majeure dans l'analyse des transitions des systèmes agricoles.

Par ailleurs, il est remarquable de noter que l'EROI de l'agriculture en France a augmenté au fil du temps, contrairement à l'EROI des énergies fossiles qui lui a chuté (Guilford et al., 2011 ; Court et Fizaine, 2017). Cette différence reflète le fait que les réserves d'énergies fossiles

sont exploitées dans un ordre décroissant de la qualité de la ressource, ce qui signifie que les réserves de combustibles fossiles encore disponibles fourniront moins d'énergie par unité d'énergie investie que les réserves passées³⁸. En revanche, la qualité du rayonnement solaire est invariable dans le temps. Le flux d'énergie solaire est capté et transformé plus ou moins efficacement selon les moyens de production utilisés (voir chapitre 1).

3.3.3 Comparaison du retour sur investissement énergétique avec la littérature

Nous voulons mettre en perspective nos résultats de l'EROI avec la littérature en termes de résultats et de divergences méthodologiques.

Discussions du périmètre de calcul

Comme le soulignent *Murphy et al.* (2011b), l'analyse de l'EROI est sensible au périmètre du système. Dans le cas des systèmes agro-alimentaires, plus le périmètre du système étudié est large, plus l'EROI est faible, car l'énergie investie s'accumule au cours des étapes de transformation des aliments pour une production alimentaire donnée (Pelletier, 2008). Par exemple, en 2011, l'industrie agroalimentaire française a consommé 214 PJ (Agreste, 2013b), ce qui ramènerait l'EROI modélisé à 2,4. Par ailleurs, l'énergie grise des machines agricoles pourrait être incluse dans le périmètre des entrées d'énergie comme nous l'avons évoqué dans le précédent chapitre. Cette énergie grise pourrait être estimée à 80 PJ en supposant un poids spécifique de 64 kg/kW de puissance de machine agricole, une intensité énergétique de 140 GJ·t⁻¹ et une durée de vie des machines de 10 ans (Aguilera et al., 2015), ce qui ramènerait l'EROI à 2,1. Si l'on considérait également l'énergie investie dans la distribution, la vente au détail, le stockage et la cuisson des aliments, l'EROI du système agro-alimentaire chuterait facilement en dessous de 1. Ces postes de consommation annexes au système de production ne sont pas pris en compte dans l'analyse qui aurait été impossible sur une période longue de 130 ans. Il convient de noter que contrairement aux projets pétroliers ou de biocarburants pour lesquels un EROI inférieur à 1 serait absurde et justifierait l'abandon du projet de production (Pimentel et Patzek, 2005), les produits alimentaires eux sont indispensables par leur nature

³⁸ Les travaux de *Cleveland et O'Connor* (2011) montrent par exemple que l'EROI (calculé à la tête de puits) de l'huile de schiste en 2010 est de l'ordre de 2 contre un EROI du pétrole conventionnel estimé entre 20 et 40 dans les années 1990.

énergétique spécifique et doivent être fournis sans interruption, quelle que soit l'énergie nécessaire.

Divergences méthodologiques

Nous précisons que la plupart des études d'EROI de l'agriculture, de la littérature scientifique, sont centrées sur des cultures spécifiques (Bonny, 1993; Murphy et al., 2011b; Ozkan et al., 2004; Pracha et Volk, 2011) ou des systèmes d'élevage (Pelletier, 2008; Pimentel, 2004) et seules quelques-unes évaluent l'évolution de l'EROI dans le temps à des échelles régionales ou nationales (Cleveland, 1995; Galán et al., 2016; Gingrich et al., 2018b; Grešlová et al., 2019; Guzmán et al., 2018b; Hamilton et al., 2013; Markussen et Østergård, 2013). Cependant, il est difficile de comparer les EROI d'une étude à l'autre en raison d'importantes divergences méthodologiques concernant le choix du périmètre du système et la manière dont les flux énergétiques sont pris en compte dans le système. Un facteur d'écart le plus important par rapport au choix du périmètre du système est dans la manière dont les aliments importés du bétail sont comptabilisés. Des études antérieures ont tenu compte de l'importation des aliments du bétail en tant qu'entrée similaire au pétrole et à l'électricité en ajoutant son contenu énergétique calorique dans le dénominateur de l'EROI (Galán et al., 2016 ; Guzmán et al., 2017 ; Gingrich et al., 2017). Nous estimons que le dénominateur de l'EROI ne devrait pas agréger l'énergie investie en tant que combustible énergétique dans le système (tels que carburant, électricité) avec l'alimentation du bétail qui se transforme en production animale. Autrement, le calcul est incohérent car il implique que les indicateurs d'EROI et d'ECE varient selon que le bétail est nourri avec des aliments produits dans le pays ou importés de l'étranger. Nous soutenons que l'ECE et EROI sont deux indicateurs clairement distincts, mesurant l'efficacité énergétique à deux niveaux différents du système. Nous soutenons donc que le fourrage pour la production de viande et de lait n'est pas une énergie investie mais une énergie interne au système et notre approche méthodologique est similaire de celle de (Hamilton et al., 2013). Évidemment, dans notre étude, nous tenons compte dans le dénominateur de l'EROI de l'énergie grise des aliments importés pour le bétail i.e. de l'énergie investie dans la production de ces aliments importés (chapitre 2).

Une autre différence majeure méthodologique par rapport à des études précédentes est le choix de considérer l'énergie investie par autoconsommation comme un flux à la fois sortant et entrant et non comme un flux interne au système agricole. Nous avons expliqué notre choix de l'approche du flux sortant et entrant réinvesti, en détails dans la section 2.4.2 du chapitre 2 lors

du calcul du flux d'autoconsommation d'énergie. Ce choix est crucial et impacte automatiquement le calcul de l'EROI et peut mener à des conclusions contradictoires, surtout pour les périodes de transition où le degré d'autosuffisance énergétique change. En effet, des études antérieures ont conclu à une diminution de l'EROI pendant l'industrialisation agricole en considérant l'autoconsommation d'énergie des animaux de travail comme un flux interne (Stanhill, 1984 d'après Deleage, Julien et Souchon, 1979 ; Allaire et Daviron, 2017 d'après Bayliss-Smith, 1982). Le processus d'industrialisation s'est principalement déroulé de 1945 à 1975 dans les pays occidentaux et se caractérise par le passage des sources d'énergie internes aux sources externes. Nous soutenons que l'approche des flux internes est inappropriée pour les périodes de transition parce qu'elle mesure simplement la productivité agricole par unité de travail humain et d'énergie de source externe. Par conséquent, l'EROI des systèmes préindustriels est surestimé et toute transition vers les combustibles fossiles se traduit automatiquement par une augmentation de l'énergie investie. Cela induit en erreur quant à l'efficacité énergétique totale du système. En particulier, pour l'agriculture en France, Stanhill (1984) d'après Deleage, Julien et Souchon (1979) rapporte une diminution de 70% du rapport entre la production d'énergie et les entrées d'énergie entre 1945 et 1975, ce qui est en contradiction avec l'augmentation de 40% obtenue si l'on considère l'autoconsommation d'énergie (Figure 3.3b).

Il reste une dernière divergence dans les méthodes de comptabilité des flux d'énergie pour le choix de l'énergie primaire ou l'énergie finale des animaux de travail dans le calcul de l'énergie investie du travail des animaux dans l'agriculture. Nous avons démontré dans le chapitre précédent que considérer seulement l'énergie finale reviendrait à sous-estimer d'un ordre de grandeur la part d'autoconsommation d'énergie des animaux de travail dans le dénominateur de l'EROI.

Les différences de méthodes décrites ci-dessus rendent les comparaisons de l'EROI, entre les pays, délicates. Cependant, des facteurs tels que les conditions bioclimatiques, la spécialisation de la production et l'efficacité d'utilisation des engrais ont une grande influence sur l'EROI et interviennent aussi comme des facteurs explicatifs des différences entre les études. Par exemple, pour un pays donné, une diminution de la production animale en faveur d'une plus grande production végétale à haut rendement, cultivée dans des conditions agroclimatiques favorables et à l'appui de pratiques efficaces de gestion des nutriments, aurait tendance à améliorer l'EROI. Ce sont ces types de conditions qui se sont progressivement développés

dans l'agriculture en France et peuvent expliquer le contraste avec les baisses de l'EROI indiquées en Autriche (Krausmann et al., 2003), en Espagne (Guzmán et al., 2018b) et en Turquie (Ozkan et al., 2004). Si nous considérons la spécialisation agricole, entre 1961 et 2013, l'Autriche affiche un ratio quasi-stable de production de viande par rapport à la production céréalière contre une réduction de moitié pour la France (FAOSTAT, 2018). Comparés à l'Espagne et à la Turquie, les rendements agricoles en France sont au moins deux fois plus élevés et bénéficient d'un apport d'eau de précipitations régulières et une faible irrigation (Daccache et al., 2014). En Espagne, l'énergie pour l'irrigation représente jusqu'à 40 % de l'énergie directe totale investie (Guzmán et al., 2018b) contre seulement 5 % en France. L'augmentation de l'EROI en France est très proche de celle calculée pour les États-Unis entre 1970 et 1990 (Hamilton et al., 2013), qui est une période au cours de laquelle les deux pays affichent des augmentations similaires de rendements en céréales. Comme nous l'avons souligné précédemment, l'évolution de la $NUE_{cultures}$ est aussi un moteur important des tendances de l'EROI. Aujourd'hui, la $NUE_{cultures}$ est significativement plus élevée en France qu'en Espagne et en Turquie (Lassaletta et al., 2014a). Une $NUE_{cultures}$ plus élevée se traduit par moins d'énergie grise perdue par unité de production. Enfin, l'EROI peut également augmenter avec la taille moyenne des exploitations agricoles, qui en France est environ 2,5 fois plus grande qu'en Autriche et en Espagne (Eurostat, 2017) car les exploitations plus grandes peuvent bénéficier d'économies d'échelle dans l'utilisation des équipements agricoles et la consommation de carburant associée.

3.4. Surplus agricole en tant que résultat des transitions agricoles

Le surplus agricole (Figure 3.4) est défini comme la différence entre la production nette (NP) et l'énergie d'autoconsommation (AE). Le surplus agricole mesure le potentiel de capacité nourricière et sa valeur dépend de l'origine (interne ou externe) de l'énergie utilisée pour faire fonctionner le système agricole.

Le surplus agricole correspond à la capacité d'exportation de biomasse de l'agriculture à l'appui de la population non agricole. C'est un indicateur critique qui permet de mieux appréhender l'impact de la modernisation du système agricole sur le reste de la société. De manière générale, le surplus agricole est le pilier de l'urbanisation et une condition essentielle au maintien de structures sociales complexes (Boserup, 1981; Grubler, 1998).

A une échelle nationale, de manière générale, si le surplus agricole est supérieur à la demande intérieure, le pays est un exportateur net de biomasse agricole ; sinon, il est importateur net (Figure 3.4).

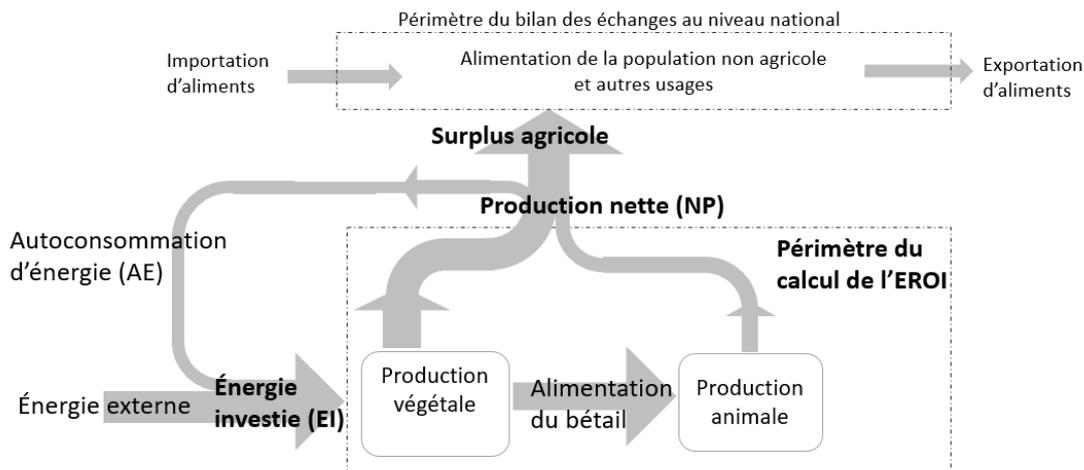


Figure 3.4: Schéma de calcul du surplus agricole qui est la différence entre la production nette agricole (NP) et l'autoconsommation d'énergie (AE). La taille des flux est très différente avant et après l'industrialisation agricole. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

La Figure 3.5 montre l'évolution du métabolisme agricole en distinguant le surplus agricole en haut de la figure et l'énergie investie selon le type d'énergie bas de la figure (autoconsommation d'énergie et énergie investie de source externe). Nous rappelons que la production nette est la somme de ces deux flux. Le surplus agricole augmente principalement parce l'autoconsommation diminue, c'est à dire que l'énergie investie n'est plus en concurrence avec la production. Avec la transition, la production du système agricole s'appuie sur un autre système énergétique, en particulier les énergies fossiles. L'EROI de 2 que nous avons calculé pour l'époque préindustrielle (Figure 3.3) signifie aussi que métabolisme agricole consommait autant d'énergie pour fonctionner que le surplus qu'il produisait pour soutenir la population non-agricole. Les transitions agricoles vont permettre de multiplier le surplus agricole par un facteur 3 environ au cours de la période. Elles ont fait basculer le métabolisme agricole en France d'un régime énergétiquement autosuffisant à base de biomasse vers un régime d'exportation de produit alimentaires quasi-exclusivement dépendant d'énergies fossiles (Figure 3.5). Le sommet de la Figure 3.5 représente l'équivalent énergétique des importations d'aliments en France reconstruit à partir des données FAOSTAT. Il permet d'indiquer la quantité de biomasse qui ne serait pas disponible dans le surplus agricole en l'absence d'importations.

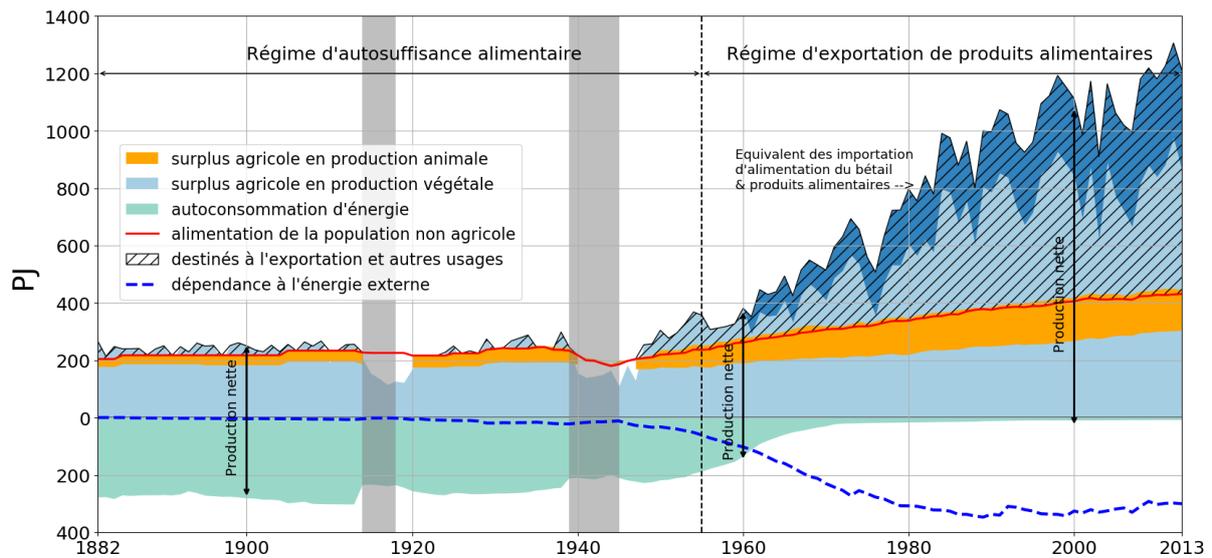


Figure 3.5 : La production nette agricole en France entre 1882 et 2013 décomposée en somme de l'autoconsommation d'énergie et du surplus agricole. Le surplus agricole est comparé à l'alimentation de la population non agricole (ligne en rouge) tout en suivant la dépendance aux énergies investies de source externe (ligne bleue pointillée). La production animale (coloriée en orange) est divisée entre la consommation nationale (sous la ligne rouge) et les exportations vers l'étranger (au-dessus de la ligne rouge). L'agriculture passe d'un régime autosuffisant énergétiquement à un régime caractérisé par des exportations de produits agricoles à grande échelle et dépendant d'énergies de source externe. Toutes les énergies sont exprimées en PJ. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

Le changement de régime du métabolisme agricole concerne à la fois l'autosuffisance énergétique et l'autosuffisance alimentaire au niveau national. Jusqu'en 1950, la France a formé une unité alimentaire avec une demande intérieure plus ou moins égale à son surplus agricole. Aujourd'hui, la demande nationale absorbe la quasi-totalité de la production animale, mais seulement un quart des surplus agricoles végétaux (Figure 3.5). La majeure partie du surplus agricole est destinée à l'exportation et à la production de biocarburants. La rupture des autosuffisances en énergie et en azote (Figure 3.3b et Figure 3.2a) opérée pendant les transitions agricoles s'est traduite par une augmentation du surplus agricole. En substituant une grande partie des agriculteurs et quasiment tous les animaux de travail, les machines agricoles à base de combustibles fossile ont réduit l'autoconsommation d'énergie. Cette réduction s'est faite à une vitesse plus rapide que le taux de croissance du parc de machines agricoles en raison de l'efficacité énergétique supérieure des machines par rapport aux muscles. Comme nous l'avons souligné dans la section 2.2.3 du chapitre 2, la chute d'un facteur 10 du nombre de chevaux entre 1955 et 1975 a permis de libérer 3 Mha de terres auparavant cultivées avec de l'avoine fourragère et de les remplacer en partie par des cultures de productions alimentaire

supplémentaires. De même, la perte d'autosuffisance en azote s'est traduite par une baisse des surfaces de prairies artificielles qui passent de 3,2 Mha au milieu des années 60 à moins de 0,2 Mha aujourd'hui (voir section 2.2.4). Par ailleurs, l'apport d'engrais industriels fait gagner l'équivalent de plus de 8 Mha *fantômes* de surfaces fixatrices (voir calcul dans la section 2.2.4). En somme, en externalisant à l'industrie ses besoins en énergie et en azote, l'agriculture a permis de réaffecter au moins 320 PJ de la production nette dans le surplus agricole (Figure 3.5).

Au cours de la période étudiée, l'agriculture s'est éloignée d'un régime d'autosuffisance fondé sur les ressources renouvelables pour s'orienter vers un régime d'intensification des terres alimenté par des combustibles fossiles (Gingrich et al., 2018b; Krausmann, 2004). L'arbitrage entre autosuffisance et surplus agricole est inéluctable et met en évidence l'effet du métabolisme agricole sur la capacité nourricière du système. La production de surplus agricole est une variable socio-métabolique clé et implique de profondes transformations socioéconomiques (Krausmann et al., 2008a). Plus le surplus agricole est important, plus la population humaine qui peut être maintenue dans les villes est importante et plus un pays est capable d'intégrer les réseaux de commerce mondial de denrées alimentaires. En France, la population agricole (agriculteurs et familles) est passée de 48 % en 1880 à seulement 3 % - soit 3,5 millions (Agreste, 2009) - en alors que les exportations nettes ont été multipliées par 20, passant de 4,2 % de la production nette en 1961 à 31 % en 2013.

Afin de valider notre modélisation du surplus agricole entre 1961 et 2013, nous avons comparé la différence entre surplus agricole et consommation nationale qui correspond à la biomasse disponible pour les exportations et autres usages (Figure 3.4), directement aux données disponibles des bilans alimentaires de la FAOSTAT (FAOSTAT FBS, 2018). La Figure 3.6 confirme que la modélisation obtenue du surplus agricole est assez proche de la somme des données d'exportations, des pertes et autres usages renseignés dans la FAOSTAT.

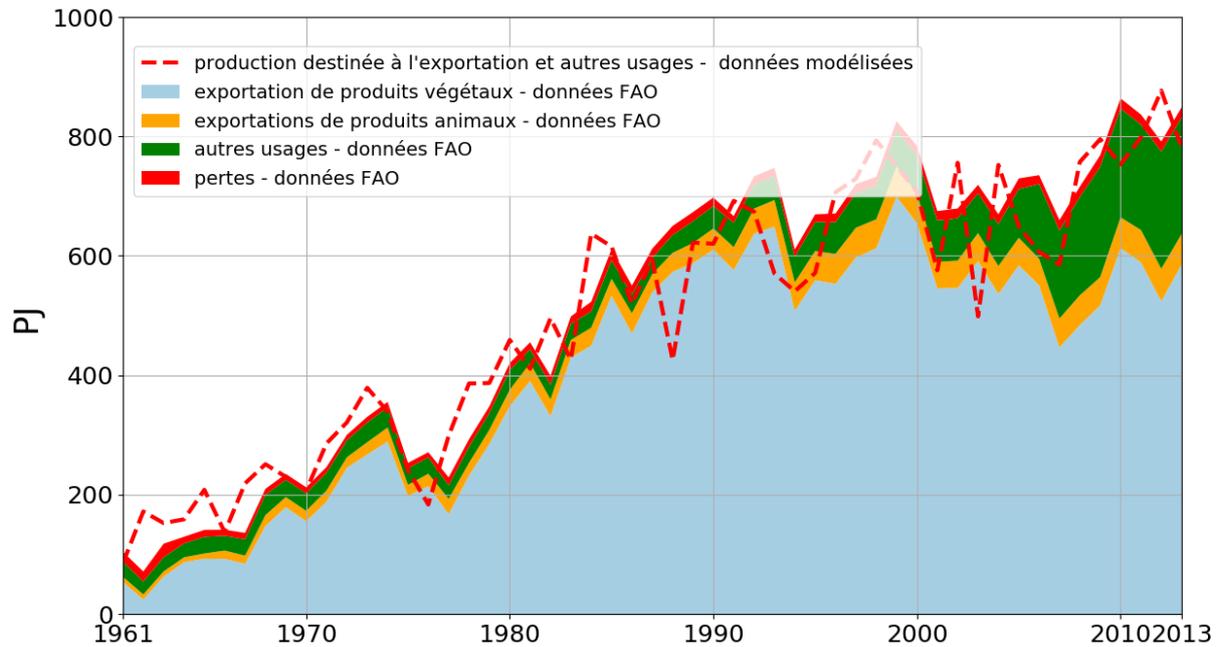


Figure 3.6: Évolution de la production destinée à l'exportation et autres usages à partir des données modélisées comparée aux données du bilan de la FAO qui sont ajustées pour tenir compte des réexportations de biomasse. La comparaison est effectuée entre 1961 et 2013. Source: adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a).

L'évolution de la part de la population agricole et non agricole illustre les transformations structurelles de la société en fonction du régime énergétique de l'agriculture. Le recours massif à des apports d'énergie de source externe montre à quel point l'agriculture constitue aujourd'hui un système complexe avec l'industrie et à quel point elle s'écarte d'un système de ressources renouvelables.

Les analyses présentées dans ce chapitre vont au-delà des résultats chiffrés pour le cas de la France en proposant un cadre général pour la caractérisation du métabolisme agricole et les mécanismes et les efficacités de conversion des ressources en jeu, visant à soutenir des structures sociales complexes. L'un des grands défis futurs de l'agriculture sera de conserver ces gains d'efficacités en maintenant des productivités agricoles élevées mais tout en réduisant ou en abandonnant les combustibles fossiles.

Enfin, il faut rappeler que l'autosuffisance agricole est un atout face aux contraintes liées aux combustibles fossiles, à la volatilité des prix et aux émissions de gaz à effet de serre de l'agriculture. Cependant, elle est inversement liée au surplus agricole et finalement limitée par la disponibilité des surfaces arables, qui contraint la production nette agricole. Regagner de l'autosuffisance énergétique et azote dans l'agriculture française pourrait se traduire par une baisse des exportations vers les pays à déficit alimentaire, ou diminution des régimes

alimentaires riches en viande ou même une expansion des terres agricoles sur les forêts. En première approximation, l'analyse dans ce chapitre suggère qu'augmenter l'autosuffisance agricole réduirait le surplus agricole proportionnellement aux besoins en énergie primaire du système.

Dans une optique plus critique, l'augmentation du surplus agricole observée durant la modernisation de l'agriculture cache une grande différence dans la qualité des énergies investies des systèmes préindustriels et celles des systèmes modernes. Le système agricole moderne *est dissimulateur* du point de vue énergétique parce qu'il produit de la biomasse en échange d'énergies fossiles. En poursuivant cette critique, nous devrions exprimer les entrées et les sorties d'énergies dans une qualité commune d'énergie, et donc une énergie de biomasse qui est celle produite par l'agriculture. Dans ce cas où toutes les énergies seraient ramenées à une unité de biomasse, le bilan énergétique de l'agriculture gagnerait en cohérence et pourrait renseigner davantage sur le rôle potentiel et limites de l'agriculture dans le cadre de la transition énergétique.

3.5. Le concept de neutralité énergétique pour qualifier le surplus agricole

3.5.1 Définitions et schéma de calcul

La notion de surplus agricole prend davantage d'importance dans le cadre de la transition énergétique. Aujourd'hui l'agriculture est confrontée à un double challenge qui consiste à réduire sa dépendance aux énergies fossiles et produire en plus de la nourriture, des bioénergies pour le reste de la société afin de les substituer aux énergies non-renouvelables. Pour appréhender ce challenge, comme nous l'avons annoncé précédemment, l'analyse du bilan énergétique du métabolisme agricole serait plus cohérente si elle se faisait sur une base énergétique commune. À l'évidence, cette unité commune peut être la biomasse, ce qui reviendrait à exprimer l'ensemble de l'énergie investie en énergie équivalent-biomasse. Nous proposons dans la Figure 3.7 un cadre d'analyse permettant de calculer l'énergie investie en termes d'équivalent biomasse, définir le concept de neutralité énergétique et calculer l'EROI équivalent biomasse. Nous donnons les définitions de ces grandeurs dans les paragraphes ci-dessous.

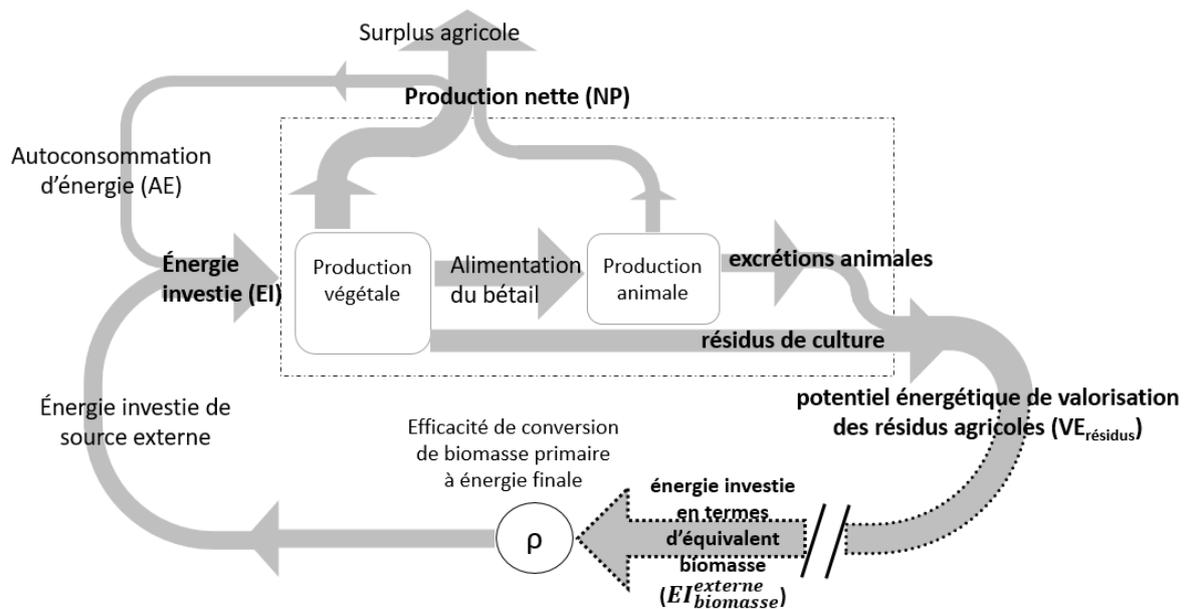


Figure 3.7 : Schéma conceptuel de l'énergie investie en termes d'équivalent biomasse et de neutralité énergétique du système agricole. La neutralité énergétique est atteinte si la valorisation énergétique des résidus agricoles (excréments animaux et résidus de culture) plus l'autoconsommation d'énergie est supérieure à l'énergie externe en équivalent biomasse. Sources :cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b)

L'énergie investie en termes d'équivalent biomasse

Afin de construire un bilan énergétique cohérent entre entrées et sorties, nous définissons l'équivalent-biomasse de l'énergie investie qui est la biomasse primaire nécessaire à reproduire les mêmes usages énergétiques que ceux accomplis par l'énergie véritablement investie dans le système. La méthodologie de calcul est détaillée dans la section 3.5.2.

Neutralité énergétique

Parvenir à la neutralité énergétique signifie que le système agricole réussit à compenser l'énergie investie de sources externes par la valorisation d'énergie de sources internes. Ce concept permet de situer le défi pour l'agriculture dans le cadre de la transition énergétique.

Le système agricole était énergétiquement neutre en temps préindustriels puisque c'était le flux d'autoconsommation d'énergie qui constituait la majeure partie de l'énergie investie (Figure 3.7). Aujourd'hui le surplus agricole inclut de la biomasse alimentaire et de la biomasse destinée à la production de biocarburants de première génération. Indépendamment de la question de savoir si ces biocarburants sont réinvestis dans l'agriculture ou exportés vers d'autres secteurs, leur production participe à la neutralité énergétique mais elle est en concurrence directe avec la production alimentaire. Une voie possible pour l'agriculture de gagner en neutralité sans

concurrer la production alimentaire consiste à valoriser le potentiel énergétique des résidus de culture et des excréments animaux (Smil, 1999b). La valorisation énergétique des résidus agricoles diffère de l'autoconsommation d'énergie dans la mesure où ce flux ne retourne pas nécessairement en tant qu'entrée au système agricole mais il représente la capacité à compenser la consommation d'énergies externes. Cette valorisation des résidus relève des biocarburants de deuxième génération.

La différence numérique entre l'équivalent biomasse de l'énergie investie et le potentiel énergétique des résidus agricoles indique si le bilan net énergétique est positif ou négatif, et donc renseigne sur l'excédent ou le déficit énergétique structurel du système agricole. Un bilan positif implique que le surplus agricole est structurellement indépendant des apports énergétiques externes et que l'agriculture peut, en plus du surplus agricole, approvisionner en bioénergie la société. En revanche, un bilan négatif implique que la production agricole est structurellement déficitaire en énergie et qu'en l'absence d'apports externes, le surplus ne peut être maintenu. Dans cette situation, une réduction du surplus agricole à la hauteur du déficit d'énergie est inévitable, à moins que l'efficacité énergétique du système agricole ne s'améliore. L'augmentation de l'efficacité impliquerait une réduction de la dissipation énergétique. Cet objectif nécessiterait soit une plus grande efficacité de conversion des entrées d'énergie primaire en énergie finale, soit une réduction de la quantité de travail, soit une réduction de la quantité de biomasse utilisée comme l'alimentation du bétail.

L'EROI équivalent biomasse

L'EROI équivalent biomasse ($EROI_{\text{biomasse}}$) est défini comme la somme de la production nette agricole (NP) et de la valorisation énergétique des résidus agricoles ($VE_{\text{résidus}}$), divisée par l'énergie investie en termes d'équivalent biomasse selon l'équation 3.1.

$$EROI_{\text{biomasse}} = (NP + VE_{\text{résidus}}) / (AE + EI_{\text{biomasse}}^{\text{externe}}) \quad (3.1)$$

Où $EI_{\text{biomasse}}^{\text{externe}}$ est l'énergie investie de source externe en équivalent biomasse. L'autoconsommation d'énergie (AE) qui est un flux très proche de zéro aujourd'hui, est déjà exprimée en biomasse.

3.5.1 Efficacité de traction à base de biomasse

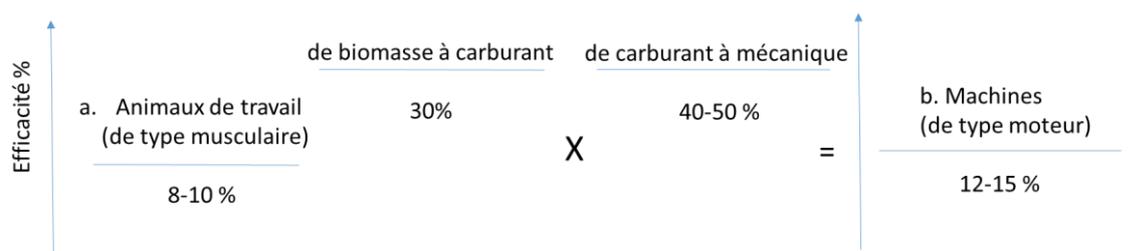


Figure 3.8 : Efficacité de conversion énergétique de l'énergie primaire de biomasse à l'énergie mécanique finale de travail en passant a. par les animaux de travail et b. par les machines. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).

La conversion d'énergie de biomasse primaire en énergie mécanique finale peut se faire soit directement par les animaux de travail, soit par les moteurs en passant par un processus en deux étapes. La première étape est la conversion de la biomasse en combustible, qui dépend du choix du procédé de conversion énergétique de la biomasse (Huang et Zhang, 2011; McKendry, 2002). Cette conversion permet d'obtenir un combustible équivalent pétrole final avec une efficacité estimée à environ 30 % (Ademe, 2013; Huang et Zhang, 2011; NRC, 2001); voir Annexe A3.A pour le détail du calcul). La deuxième étape est la conversion du combustible en énergie mécanique, qui se fait aujourd'hui avec un rendement typique de 40 à 50 % pour les machines ayant une plage de fonctionnement restreinte, tels les engins agricoles (MAN Diesel & Turbo, 2013; Ministère de la transition Ecologique et Solidaire Transport, 2014) alors que ce rendement est nécessairement inférieur pour des raisons thermodynamiques dans le cas des machines ayant une plus large gamme de fonctionnement (Goupil, 2009), tels les voitures particulières. En somme, l'efficacité de conversion de la biomasse en énergie mécanique par les moteurs est d'environ 12 à 15 % (Figure 3.8). Cette valeur est très proche de la fourchette estimée des efficacités de traction entre 8 et 10 %³⁹ pour les animaux de travail (Smil, 2008b). Par conséquent, l'efficacité de traction dépend davantage de la source d'énergie primaire que du type de convertisseur d'énergie (Figure 3.8). Le fait que l'efficacité de traction soit du même ordre de grandeur pour un animal de travail et une machine lorsque nous les ramenons à une base de biomasse, est un résultat remarquable qui n'est pas évident a priori lorsque nous pensons à la différence d'efficacité entre ces deux moyens. Bien entendu, le niveau de puissance d'un

³⁹ Notre analyse considère une efficacité de traction des animaux de travail de 8.5%. La plage de 8 à 10% est basée sur les calculs de Smil (2008b).

moteur est de deux à trois ordres de grandeurs supérieur à celui des animaux de travail (section 2.2.3), mais théoriquement, augmenter le nombre d'animaux de travail pour combler l'écart du différentiel de puissance permettrait d'obtenir des puissances équivalentes avec des efficacités de conversion énergétique à peu près similaires⁴⁰.

3.5.2 L'énergie investie en équivalent biomasse

Méthode de calcul

L'énergie investie de source externe en équivalent biomasse (Figure 3.7) est calculée en tenant compte du type d'utilisation finale de l'énergie et de l'efficacité de conversion associée (ρ) entre énergie primaire de biomasse et énergie finale. Dans la section précédente, nous avons utilisé une efficacité de conversion de 30 % de la biomasse en carburant comme source d'énergie des moyens mécaniques. Par ailleurs, nous considérons une efficacité de conversion de la biomasse en chaleur égale à 90% (Hakawati et al., 2017) et une efficacité de conversion de la biomasse en énergie grise pour la fabrication d'engrais égale à 45%. Cette dernière efficacité est estimée en considérant un mixte de production associant chaleur et gazéification de la biomasse pour la synthèse de l'ammoniac avec le procédé Haber-Bosch. Ce procédé dépend aujourd'hui largement du gaz naturel (voir section 2.3.4 du chapitre 2) en tant que matière première et nécessite des hautes pressions et températures pour obtenir des conversions à haut rendement (Smil, 2001). Dans notre calcul théorique, nous supposons que ces conditions de pression et températures pourraient être atteintes avec de la biomasse comme combustible.

Nous associons à chaque poste d'énergie investie de source externe (calculée dans le chapitre 2) un type d'usage final réparti parmi les catégories : énergie mécanique, chaleur et énergie grise associée aux engrais industriels. En faisant cette association, nous pouvons estimer, pour chacun des postes de consommation, une efficacité de conversion et une énergie primaire équivalent biomasse associée. Le Tableau 3.1 résume les résultats obtenus pour l'année 2013 en précisant la part actuelle des énergies fossiles dans l'énergie investie pour chacun des postes : engrais industriels (N, P, K), carburant des machines, serres, bâtiments d'élevage et autres. Le poste *autres* correspond à l'énergie investie dans l'irrigation, l'énergie grise associée aux

⁴⁰ Les attelages même les plus sophistiqués ne permettent pas d'aller au-delà d'un certain nombre d'animaux (Mayré (2004) cite l'exemple des attelages qui atteignent jusqu'à 16 chevaux en France)).

pesticides et aux aliments importés du bétail. L'énergie investie dans l'agriculture en France est estimée autour de 811 PJ en termes d'équivalent biomasse (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 : Énergie investie de source externe dans l'agriculture en France en 2013 exprimée en énergie finale et calculée en termes d'équivalent biomasse. Le calcul est présenté par poste d'utilisation et par type d'usage finale : mécanique, chaleur et énergie grise associée aux engrais (N, P, K). Sources : cette étude, (Agreste, 2014b) et adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).

Utilisation	Part actuelle des énergies fossiles (%)	Énergie finale PJ	Type d'énergie	Efficacité de conversion ρ (%)	Équivalent primaire biomasse PJ
Engrais industriels	100	142	0.5 gaz / 0.5 chaleur	45	316
Carburant des machines	100	103	mécanique	30	343
Serres	81	17	0.5 mécanique / 0.5 chaleur	45	38
Bâtiments d'élevage	35	29	0.5 mécanique / 0.5 chaleur	45	64
Autres	75	15	mécanique	30	50
Total	91	306		38	811

Dépendances structurelles vis-à-vis des combustibles fossiles et contraintes dans l'électrification de l'agriculture

Aujourd'hui, l'énergie investie de source externe dans l'agriculture est majoritairement d'origine fossile (90%) et utilisée essentiellement pour le travail mécanique et la fabrication d'engrais (Tableau 3.1). Cependant, il est intéressant de discuter de la difficulté de l'agriculture à faire appel à des sources d'énergies renouvelables autres que la biomasse. L'électrification de l'agriculture est beaucoup plus difficile que dans d'autres secteurs de l'économie. Bien que l'agriculture puisse contribuer à la production d'électricité solaire et éolienne en considérant une partie de la surface des terres qu'elle occupe, la majeure partie de l'énergie utilisée ne peut pas être fournie par de l'électricité. La part de la consommation d'électricité dans l'agriculture a triplé depuis 1970 (SOES, 2015) pour atteindre 9 % aujourd'hui (Tableau 3.1), mais toute augmentation supplémentaire est limitée à une borne supérieure que l'on estime à 22 % (le calcul découle directement du Tableau 3.1). Cette borne supérieure est atteinte si on considère une électrification complète de tous les usages actuels du système agricole qui ne sont pas liés aux travaux aux champs, i.e. en comptant l'électrification totale de l'irrigation, des serres et des

autres équipements (Chen et al., 2018; Hartung et Pluschke, 2018; Ozgener, 2010). Les engrais azotés industriels pourraient aussi, théoriquement, être produits à partir de l'électricité, mais parce que l'intensité énergétique par électrolyse de l'eau pour la production d'hydrogène est supérieure de 60 % à la méthode de production actuelle à partir du gaz naturel (Pimentel et al., 2010) nous n'avons pas considéré cette option qui à priori alourdirait le bilan énergétique de l'agriculture. Les travaux au champ concernent des machines d'une puissance nominale de plusieurs centaines de kW (le détail des puissances est renseigné dans le chapitre 2) et ne pourraient être réalisés que si ces machines étaient branchées au réseau électrique nationale (Moreda et al., 2016). Le secteur des transports, qui possède des moteurs de puissances similaires, fait déjà face à de nombreux problèmes non résolus dans sa stratégie d'électrification, à l'exception des trains du chemin de fer qui sont alimentés par des lignes aériennes (caténaires). Certaines analyses optimistes (Searchinger et al., 2019) évoquent des machines alimentées par des piles à combustibles à base d'hydrogène mais ces technologies sont en stade expérimental (IEA, 2015) et leur applicabilité à grande échelle est douteuse. Certes, les efforts d'électrification de l'agriculture devraient être encouragés, mais la diffusion de l'électricité dans les machines agricoles pour les travaux au champ et les engrais nécessiterait de lourds changements qui semblent en partie irréalistes dans les structures concernées. Certains de ces changements pourraient entre autres impliquer une réduction de la taille des exploitations, une réduction de la puissance des machines et une augmentation conséquente du nombre de machines et d'agriculteurs.

EROI équivalent-biomasse et le poids de l'alimentation du bétail dans le budget énergétique de l'agriculture

La Figure 3.9 met en perspective le *lourd* poids énergétique de l'alimentation du bétail pour la production de viande, œufs et lait (zone bleue), vis-à-vis du surplus agricole (ligne rouge) et de l'énergie investie de source externe en termes d'équivalent biomasse (ligne bleue). Le panel de droite de la Figure 3.9 rappelle les résultats du chapitre 1 en montrant que plus de la moitié de l'alimentation du bétail actuel provient des grains de céréales, des tourteaux et des fourrages annuels. Du point de vue énergétique, plus de 35% de la production de grains de céréales en France est destinée à la consommation animale.

La différence saisissante entre l'énergie investie en équivalent pétrole (bleu foncé en bas de la Figure 3.9) et son équivalent biomasse (ligne bleue en haut de la Figure 3.9) ne fait que traduire la différence d'énergie libre (i.e., la capacité à produire du travail) d'un combustible fossile

avec la biomasse. Depuis 1960 et jusque dans les années 1990, l'énergie investie en termes d'équivalent biomasse (ligne bleue) dépasse le surplus agricole (ligne rouge). Ce déficit culmine dans les années 1970 et diminue ensuite grâce aux améliorations des efficacités de traction et efficacité d'utilisation de l'azote illustrées précédemment. Aujourd'hui, le coût énergétique de fonctionnement de l'agriculture moderne exprimé en équivalent biomasse est proche du surplus agricole. Cette comparaison montre que l'agriculture actuelle est un système *énergétiquement* inintéressant. Ce calcul permet de saisir la difficulté à laquelle l'agriculture se heurte pour faire sa transition énergétique et encore plus pour contribuer de la biomasse de substitution aux énergies fossiles. Avec une consommation d'énergie actuelle estimée à 811 PJ équivalent biomasse, le système agricole doit parvenir à valoriser autant d'énergie de source interne pour atteindre la neutralité énergétique. Autrement dit, le système agricole actuel, en première approximation, devrait pratiquement doubler sa production agricole afin de compenser sa dépendance aux énergies fossiles et préserver son surplus agricole. Il faudrait plus d'un doublement pour qu'il puisse en plus contribuer de la biomasse de substitution aux énergies fossiles au reste de la société.

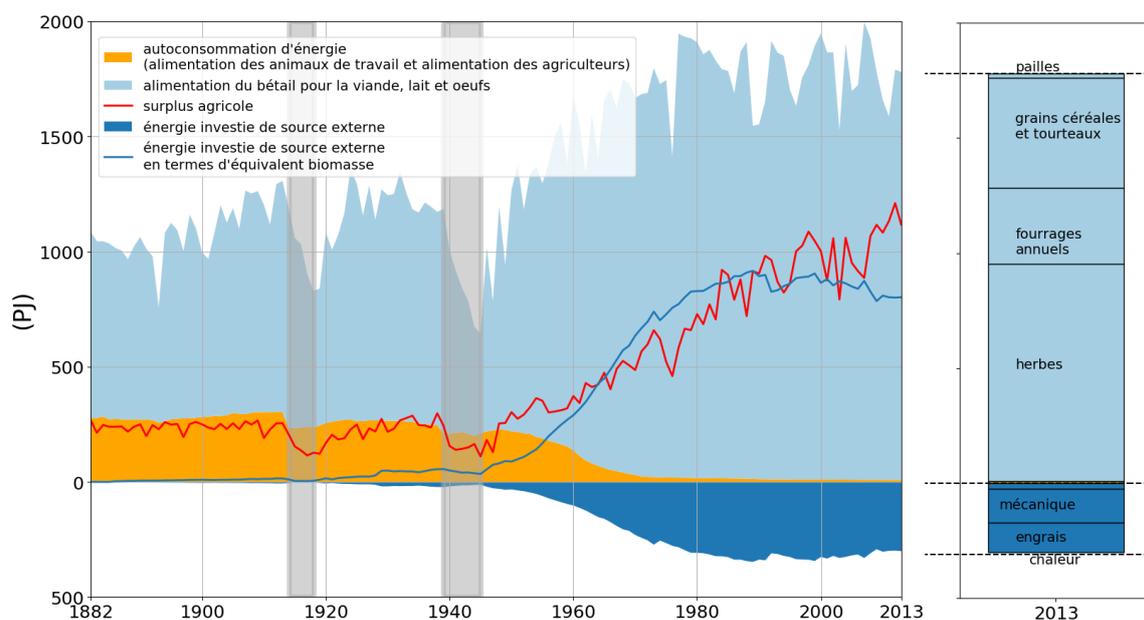


Figure 3.9 : Énergie investie de source externe (bas de la figure) et son équivalent biomasse (haut de la figure) comparés à l'alimentation du bétail pour la viande, lait et œufs et l'autoconsommation d'énergie (haut de la figure) de l'agriculture en France entre 1882 et 2013. Le panel de droite montre la décomposition en 2013 de l'alimentation du bétail et la répartition de l'énergie investie de source externe entre énergie mécanique, chaleur et énergie associée aux engrais. Source : adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).

3.6. Scénarios de neutralité énergétique

3.6.1 Potentiel énergétique des résidus agricoles et valorisation

L'estimation du potentiel énergétique des résidus agricoles inclut à la fois les résidus de culture et les excréments animaux. Pour les résidus de culture, qui sont principalement les pailles de céréales, nous reprenons le résultat de la modélisation de la NPP des résidus de culture du Chapitre 1. Nous rappelons que les résidus de chaque culture j ont été calculés en fonction de l'indice de récolte (IR_j) et de la biomasse récoltée ($Récoltes_j$) (section 1.3.2). À partir du total des résidus de culture exprimé en énergie, nous appliquons un taux de valorisation (R_c) dit *moyen* et *élevé* de 30% et 70% respectivement. Les deux taux sont ambitieux par rapport au niveau actuel de valorisation d'énergie en France qui est quasi nul. Les taux *moyen* et *élevé* sont inversement liés aux objectifs *élevé* et *moyens* de conservation et enrichissement en carbone des sols (Ademe, 2013; Monteleone et al., 2015).

En ce qui concerne les excréments animaux, seules les excréments produites en confinement sont valorisables contrairement aux excréments pendant le pâturage (Smil, 1999a). Le temps moyen passé en confinement par animal (t_i) est de 45% pour les bovins, 10% pour les ovins et caprins, et 90% pour les porcins et volailles (Ademe, 2013; Smil, 2000, 1999a). La différence entre la ration animale ingérée et la production animale est égale à la perte de chaleur métabolique et l'énergie des excréments (NRC, 2001). Nous considérons que l'énergie des excréments animales (ME) représente 15 à 40 % de cette différence pour refléter les variabilités spécifiques associés au type d'animal et au niveau de digestibilité des rations animales (Ferrell et Oltjen, 2008; INRA, 2018b; NRC, 2001; Velayudhan et al., 2014). On suppose que toutes les excréments animales en confinement sont valorisées, ce qui est une hypothèse optimiste.

La Figure 3.10 montre le résultat obtenu pour l'estimation totale du potentiel énergétique de tous les résidus agricoles. Le gisement théorique est estimé à 1600 PJ. Nous comparons cette estimation à la valorisation actuelle et les deux variantes de valorisation des résidus agricoles. Les deux variantes considèrent une valorisation complète des excréments animales produites en confinement et se distinguent par les taux de valorisation de 70 et 30 % pour les résidus de culture (Figure 3.10). Il faut noter qu'il est peu probable que ce potentiel énergétique des résidus agricoles augmente, puisque les quantités de résidus de culture et d'excréments animaux dépendent tous deux des rendements agricoles, qui ont atteint un plateau (section 1.3.2).

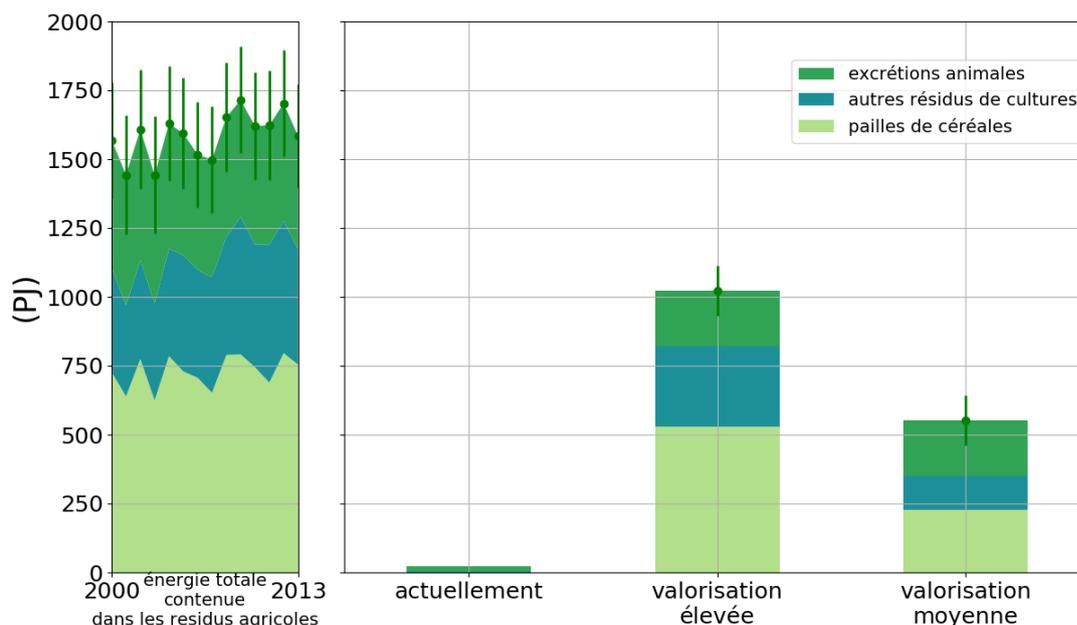


Figure 3.10 : Le contenu énergétique des résidus de culture (pailles de céréales et autres cultures) et des excréments animales sur la période 2000 à 2013 (dans le panel de gauche) comparé à la récupération actuelle d'énergie de ces ressources et aux deux variantes de taux valorisation (dans le panel de droite). Les barres d'incertitude indiquent l'incertitude dans le calcul des excréments animales. Sources : voir détails dans le texte, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).

Globalement, notre calcul de potentiel de valorisation énergétique des résidus agricoles se situe dans la fourchette haute des évaluations précédentes pour la France (Ademe, 2013; Meyer et al., 2018). L'incertitude réside surtout aux hypothèses des taux de valorisation des résidus de cultures (paille essentiellement). Des faibles taux de valorisation sont compatibles avec les méthodes de retour et d'enfouissement de la paille, qui font partie des principales pratiques actuelles de gestion agricole pour la conservation de la qualité des sols, la protection des sols contre l'érosion et la séquestration de carbone (Smil, 1999b). En revanche, des taux élevés (près de 100 %) de valorisations étaient courants dans les systèmes préindustriels, comme en témoigne le rôle central de la paille comme source d'énergie (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018a; Toutain, 1958). Des taux de valorisations plus proches de la variante *élevée* calculée, sont potentiellement compatibles avec une gestion durable des sols si le digestat des méthaniseurs est retourné au sol (Einarsson et Persson, 2017). Dans cette problématique il est essentiel de trouver le bon compromis entre valorisation énergétique et gestion environnementale dans l'utilisation de la paille (Gabrielle et Gagnaire, 2008; Monteleone et al., 2015). Par ailleurs pour compléter l'analyse des résidus de cultures, il faut remarquer qu'un indice de récolte élevé

favorise la production de grains au détriment de celle des pailles. De ce point de vue, le potentiel de valorisation énergétique de la paille a diminué avec l'industrialisation de l'agriculture.

S'agissant des excréments animaux, nos estimations varient entre 108 et 291 PJ. Cet intervalle est en accord avec une analyse récente (Degueurce et al., 2016), qui s'appuie sur une description détaillée de la production bovine, tenant compte du type de logement et de la qualité des litières, et qui propose une valeur de 111 PJ pour les excréments seulement des bovins représentant environ 75 % de l'ensemble des excréments.

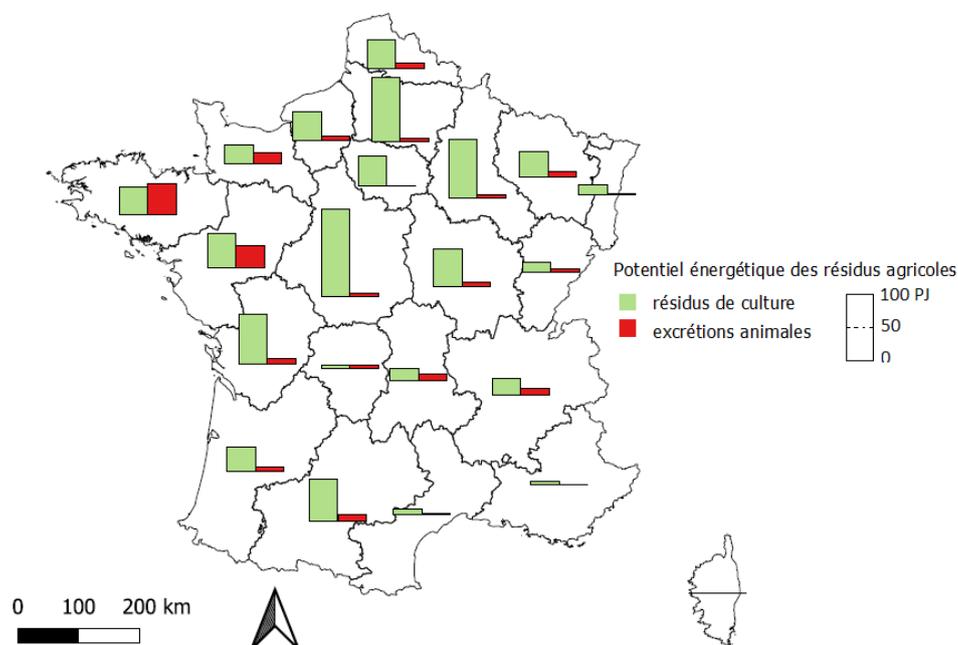
En résumé, la quantification du potentiel énergétique permet d'établir l'ordre de grandeur du gisement disponible des résidus agricoles. À la lumière du résultat obtenu pour les deux variantes, nous pouvons affirmer que la valorisation totale des résidus pourrait au mieux couvrir la consommation actuelle de l'agriculture (Figure 3.10).

En 2016, la production totale de biogaz en France est d'environ 30 PJ (équivalent pétrole), dont seulement un quart environ (7,8 PJ) provient de l'agriculture (Ademe et al., 2017; CGDD, 2018) (le reste provient des matières organiques des stations d'épuration, des déchets urbains et des industries agroalimentaires). La biomasse provenant de l'agriculture est de 26 PJ et s'ajoute aux 200 PJ (CGDD, 2018) de surplus agricole alloué aux biocarburants liquides (détail du calcul en Annexe A3.B). Le reste du surplus agricole autour de 880 PJ est une production alimentaire. Ainsi, en incluant la production de biocarburants de première génération en grande compétition avec la production alimentaire, le système agricole en France a actuellement une neutralité énergétique d'environ 25 %. La neutralité énergétique et, par conséquent, la capacité de l'agriculture d'être une source d'énergie nette pour la société et de se substituer massivement aux combustibles fossiles sans réduire la production alimentaire semble extrêmement difficile à atteindre.

Même dans le cas d'une valorisation énergétique très élevée des résidus agricoles, la nécessité de valoriser de l'énergie supplémentaire à partir de sources internes apparaît comme une condition nécessaire pour parvenir à la neutralité énergétique et remplacer les combustibles fossiles. L'option qui reste pour y parvenir est de réduire l'alimentation du bétail et va être également mise en œuvre dans la section qui suit.

Auparavant, il est intéressant d'analyser également ce potentiel énergétique des résidus à l'échelle régionale. La Carte 3.1, qui concerne l'année 2013, souligne à la fois la disparité géographique des potentiels énergétique des résidus mais également le type de résidus entre cultures et excréments animaux. L'hétérogénéité géographique des potentiels énergétiques

reflète bien la spécialisation régionale actuelle, associée au découplage entre production végétale et animale. Par exemple, la région Centre a un potentiel très riche en résidus de culture et quasi nulle en excréments animaux alors que la Bretagne a des résidus animaux et végétaux du même ordre de grandeur. Ces indicateurs géographiques seraient intéressants à comparer à la localisation des investissements de projets actuellement en cours par région. Nous ne soutenons pas ici qu'il faille poursuivre les projets sur la simple base de ces estimations mais nous mettons en évidence que la spécialisation des régions entre cultures et élevages se retrouve dans les types de gisement disponibles des sources internes d'énergie de l'agriculture. Comme le montre certains travaux de recherche sur le terrain à de plus petites échelles, la réussite de la valorisation optimisée de résidus agricoles nécessite parfois des approches très ciblées par filière et engageant une approche multi-acteurs (Cohen et al., 2018).



Carte 3.1 : Potentiel énergétique totale des résidus agricoles par région exprimé en PJ pour l'année 2013. Les résidus de culture incluent les pailles de céréales et autres résidus. Sources : cette étude, (Agreste, 2019)

Tous les calculs de gisement des résidus agricoles présentés jusqu'à présent, ne tiennent pas compte de la consommation énergétique associée pour valoriser ces résidus, qui est intégrée le bilan énergétique complet des scénarios présentés dans la section qui suit. En effet, la valorisation des résidus agricoles a un coût énergétique associé aux étapes logistiques et techniques, telles que la compression, le ramassage, le prétraitement et le transport des matières au digesteur (Giuntoli et al., 2013). Le décompte détaillé de coût énergétique n'entre pas dans le cadre de cette étude. En revanche, nous présentons une approximation simple en supposant

une consommation de respectivement 0,17 J de biomasse primaire par J récupéré à partir des résidus de culture et 0,32 J par J récupéré à partir des excréments animaux. Ces facteurs de coûts énergétiques de récupération sont dérivés du Tableau 3.1, en faisant deux hypothèses : i. le carburant dépensé pour la collecte augmente proportionnellement au rendement non économique des cultures (1-IR) et ii. la consommation d'énergie dans les bâtiments d'élevage double pour tenir compte des coûts énergétiques associés à la collecte, le transport, la préparation et le pompage du lisier. Ces coûts de récupération d'énergie, résumés dans le Tableau 3.2 se situent au bas de la fourchette d'une analyse détaillée des différents systèmes de biogaz en Suède (Börjesson et Berglund, 2006).

3.6.2 Construction des scénarios

Les analyses précédentes ont permis d'identifier deux voies possibles pour atteindre la neutralité énergétique : la valorisation des résidus agricoles et la réduction de l'alimentation du bétail. À partir de ces deux voies, nous proposons de construire quatre scénarios prospectifs de neutralité énergétique à partir du métabolisme énergétique de l'agriculture actuel en prenant l'année 2013 comme référence. Ces quatre scénarios permettent de quantifier de combien le surplus agricole changerait si le système agricole atteignait la neutralité énergétique. Dans le contexte d'une demande alimentaire croissante, la part des biocarburants de première génération dans le surplus agricole devrait être progressivement supprimée au nom de la sécurité alimentaire, en particulier compte tenu de la tendance actuelle à la perte de terres agricoles. En effet, la superficie agricole totale en France a diminué de 17 % depuis 1961 (FAOSTAT, 2018), principalement en raison de l'urbanisation (Agreste, 2015). Compte tenu de cette tendance, une stabilisation ou une augmentation des surfaces agricoles est improbable. L'augmentation des surfaces agricoles serait même déconseillée, car elle concurrencerait très probablement les terres forestières avec des risques de déstockage du carbone du sol, d'érosion, de perte de biodiversité et de services écosystémiques (Lemaire et al., 2011). En conséquence, les quatre scénarios de neutralité énergétique sont construits avec la superficie agricole totale actuelle et supposent que le surplus agricole est entièrement destiné à la production alimentaire.

Les scénarios sont construits sur deux facteurs. D'une part, nous établissons la valorisation énergétique des excréments animaux et des résidus de culture avec la variante moyenne et élevée comme expliquée plus haut et, d'autre part nous considérons une variante sans changement dans l'alimentation du bétail et une variante avec suppression totale des céréales et des fourrages

annuels de l'alimentation du bétail (Tableau 3.2). Ceci reviendrait à presque éliminer la production de monogastriques et impacterait légèrement la production de ruminants. La réduction de l'alimentation du bétail réduit à la fois la production animale, la consommation d'énergie dans les bâtiments d'élevage (section 2.3.4) et la quantité d'excrétion animale disponible. La production et excrétion animale dépendent de l'alimentation du bétail (AA_i) et de son efficacité de conversion énergétique (ECE) qui varie selon le type de production et rations associées. Pour ce calcul, nous reprenons les résultats obtenus dans le chapitre 1 pour ECE_i et AA_i calculés pour l'année 2013. Les catégories d'animaux impactés en premier lieu ont les ECE_i les plus élevées (voir section 1.4.1) de même que cette suppression entraîne une baisse de l' ECE_i sur toutes les catégories animales (Chatzimpiros, 2011) et donc une baisse de l'ECE agrégé. Les ECE des scénarios sont montrés dans le Tableau 3.2. Dans tous les scénarios, les parts de production de lait et de viande bovine sont maintenues comme aujourd'hui à 70 % et 30 % respectivement. La consommation d'énergie dans les bâtiments d'élevage est calculée en appliquant à la production animale totale un coefficient d'intensité énergétique pris à 0,42 J de biomasse primaire par J de production animale (Tableau 3.2) présente les données principales et formules de calcul dans la construction des quatre scénarios.

Tableau 3.2 : Description des quatre scénarios de neutralité énergétique. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b).

Scenarios		S1a	S1b	S2a	S2b
facteurs des scénarios	Taux de valorisation (R_c) des résidus de culture %	30	30	70	70
	Céréales et fourrages annuels dans l'alimentation du bétail	actuels	supprimés	actuels	supprimés
Variables qui dépendent de l'alimentation du bétail (AA)					
Efficacité de conversion ECE_i (%)		S1a, S2a (actuels)		S1b, S2b (Supprimés)	
Lait		16.5		8	
Viande bovine		2.5		2	
Porc		17.7		ND	
Volailles et œufs		19.3		ND	
Mouton et agneau		2		1.8	
ECE agrégé		8.5		4.6	
Temps agrégé passé en bâtiment %		48.7		40	
Production animale (PA)		$\sum_i AA_i \times ECE_i$			
Consommation d'énergie dans les bâtiments d'élevage		$0.42 \times PA$			
Énergie récupérée des excréments animales		$ME \times \sum_i AA_i \times (1 - ECE_i) \times t_i$			
Coûts énergétiques de valorisation des résidus agricoles					
Résidus de culture		$0.17 \times R_c \times \sum_j \left(\frac{1 - IR_j}{IR_j} \right) \times Récoltes_j$			
Excréments animales		$0.32 \times ME \times \sum_i AA_i \times (1 - ECE_i) \times t_i$			

3.6.3 Bilan équivalent biomasse de l'agriculture

La Figure 3.11 met en perspective les bilans énergétiques obtenus dans les quatre scénarios de neutralité énergétique avec le bilan énergétique actuel. Les résultats montrent qu'atteindre la neutralité énergétique impacte énormément le surplus agricole. Seuls les scénarios combinant à la fois la suppression des céréales et fourrages annuels de l'alimentation du bétail et une valorisation énergétique très élevée des résidus agricoles (70% des pailles et 100% des excréments animales en confinement) permettent une augmentation du surplus agricole et donc une potentielle mais modeste contribution de bioénergie par l'agriculture à la transition énergétique (S1b et S2b). Le surplus agricole augmente respectivement de 25% et 60% en S1b et S2b par rapport à aujourd'hui. S2b permet d'estimer la capacité maximale de production

d'énergie renouvelable par le système agricole en France. Dans S2a, le surplus agricole est égal à son niveau d'aujourd'hui. Dans le scénario S1a, le surplus agricole diminue de 35 % et se rapproche de la consommation intérieure actuelle, ce qui implique une réduction importante d'environ deux tiers des exportations agricoles.

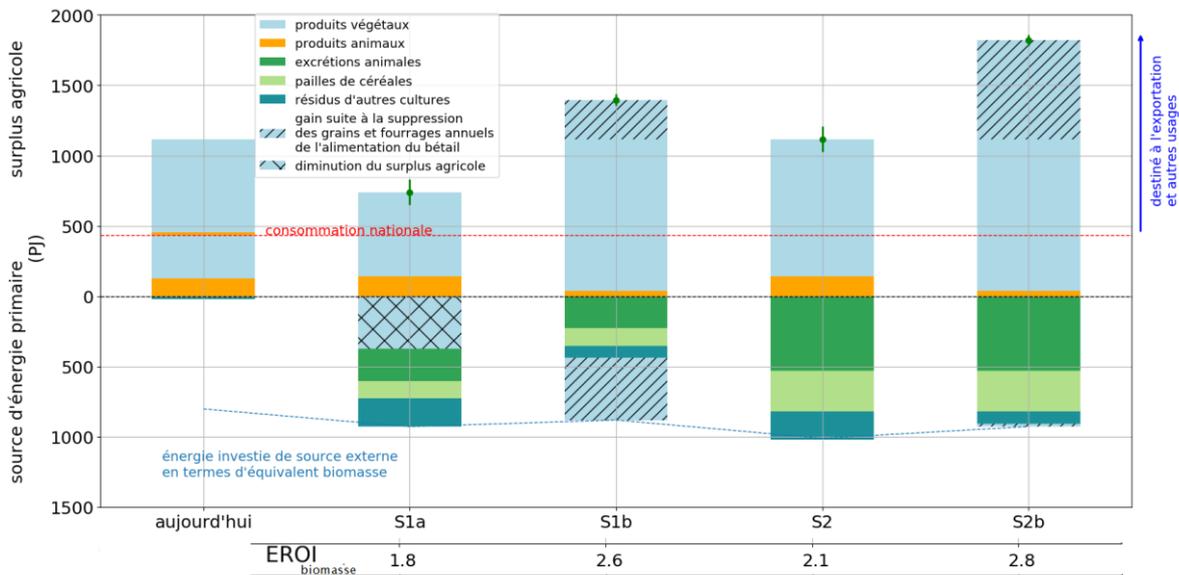
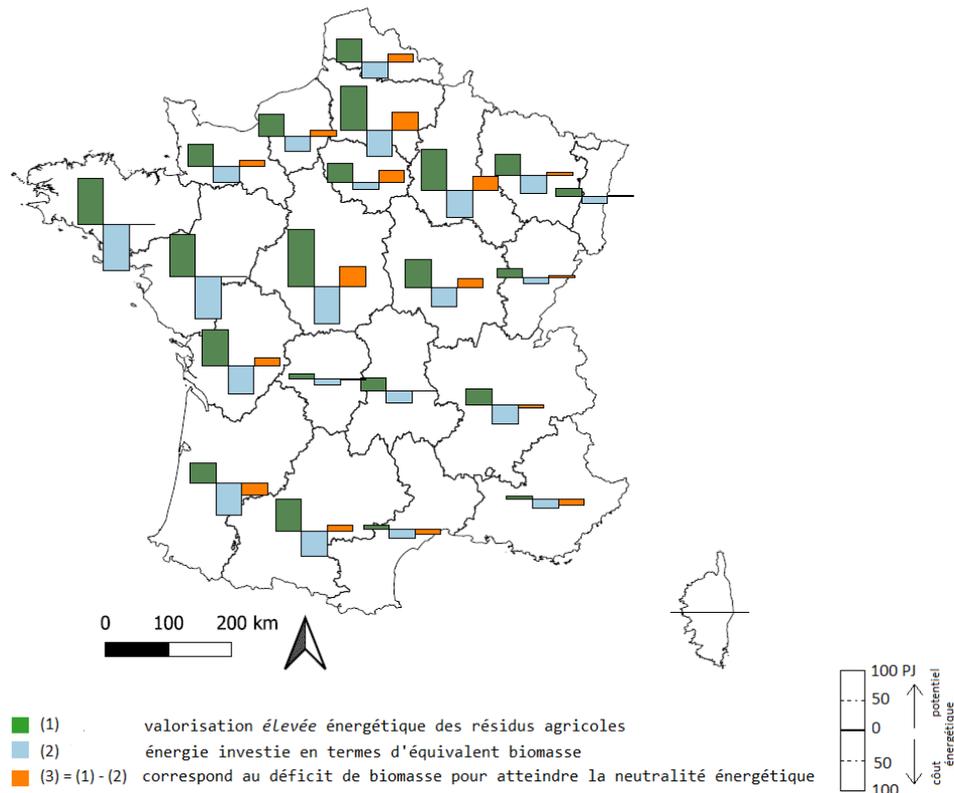


Figure 3.11: Surplus agricole (produits végétaux et animaux) et énergie investie externe en termes d'équivalent biomasse par source dans les quatre scénarios de neutralité énergétique comparé avec la situation d'aujourd'hui. Le surplus agricole est divisé par la ligne rouge pointillée qui sépare la consommation nationale située en dessous et les productions agricoles destinés à l'exportation et autres usages situés au-dessus. L'EROI équivalent biomasse est indiqué pour chacun des scénarios au bas de la figure. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b)

La suppression des céréales et des fourrages annuels de l'alimentation du bétail dans les scénarios S1b et S2b entraîne une baisse de la production animale d'environ 70 % (de 150 à 45 PJ) ce qui se traduit par des besoins énergétiques totaux légèrement inférieurs en raison d'une consommation énergétique moindre dans les bâtiments d'élevage par rapport à S1a et S2a. Dans ces scénarios, la quasi-totalité de la production animale provient des bovins. De manière générale, la suppression de grains de céréales et des fourrages annuels dans l'alimentation du bétail semble être une option plus prometteuse que la valorisation énergétique des résidus agricoles.

Dans l'ensemble, les bilan énergétiques des scénarios calculés dans la Figure 3.11 sont très optimistes parce qu'ils considèrent une valorisation complète des excréments animaux en confinement (Giuntoli et al., 2013). Il faut garder à l'esprit que les techniques de valorisation

énergétique des résidus de cultures ne sont pas encore complètement au point comparé à celle des excréments animaux qui sont des matières déjà digérées et plus facile à méthaniser. Au-delà de la difficulté technologique de valoriser tous les résidus, le coût énergétique de valorisation des résidus agricoles est très probablement sous-estimé (Börjesson et Berglund, 2006; Gabrielle et al., 2016). Plus généralement, en plus des considérations énergétiques, la valorisation des résidus agricoles nécessiterait des changements structurels dans les exploitations agricoles tels que la construction de capacités de stockage et la logistique de la collecte. Notre calcul de potentiel de valorisation ne tient pas non plus compte de la spatialité de ces gisements. La valorisation des résidus agricoles à grande échelle impliquerait surtout la nécessité de mise en place d'une planification nouvelle du système globale intégrant les infrastructures des centrales de biométhanisation et les distances de transport des résidus agricoles (Einarsson et Persson, 2017; Scheftelowitz et Thrän, 2016). Elle impliquerait aussi une plus grande coordination des acteurs de l'agriculture, des industriels et des producteurs d'énergies. La spécialisation actuelle de l'agriculture entre, d'une part, les régions à forte densité animale (par exemple, la Bretagne) et, d'autre part, les monocultures de cultures intensives en énergie (par exemple, le Centre) (Le Noë et al., 2017) implique une dispersion géographique des deux termes du bilan énergétique de l'agriculture. La Carte 3.2 illustre cette dispersion régionale et le déséquilibre actuel entre le potentiel de valorisation et l'énergie investie toujours exprimée en équivalent biomasse. Cette régionalisation du calcul national est effectuée pour l'année 2013 en répartissant la consommation d'énergie investies dans la production végétale et animale nationale au prorata des tonnages produits de grandes cultures et productions animales régionaux. Ce calcul descendant concorde avec une estimation ascendante à partir des données de consommation d'énergie directe des exploitations agricoles par région (Agreste, 2014b) si on ajoute l'énergie indirecte liée aux apports d'engrais et pesticides (Agreste, 2019).



Carte 3.2 : Calcul à l'échelle régionale en 2013 de la valorisation énergétique des résidus agricoles (variante élevée), de l'énergie investie en termes d'équivalent biomasse et de la différence. La différence représente le déficit ou le surplus de biomasse théorique dans le cadre de la neutralité énergétique à une échelle régionale. Sources : voir détails dans le texte, (Agreste, 2019, 2014b).

Pour un surplus agricole donné, le choix d'allocation entre production alimentaire et production de biocarburants reste une décision politique. Aujourd'hui, le surplus agricole inclut les biocarburants de première génération pour environ 18% (200 sur 1100 PJ) en termes de biomasse primaire (CGDD, 2018). De nombreux changements sont intervenus dans les directives européennes au cours des 20 dernières années. Des mesures incitatives pour les biocarburants de première génération sont apparues en 2003 avec pour objectif l'approvisionnement du secteur des transports. Ces mesures ont été révisées à la baisse par la directive sur les énergies renouvelables (RED) en 2009 (Einarsson et Persson, 2017) suite aux craintes concernant la concurrence avec la production alimentaire. Les incitations sur les biocarburants de première génération seront très probablement supprimées progressivement dans la directive révisée RED II (2020-2030) en faveur des biocarburants avancés (de deuxième génération) principalement issus des résidus de culture et des excréments animaux (EU, 2016a), qui ont fait l'objet de cette analyse.

Reconsidérer l'alimentation du bétail comme énergie est une approche qui permet d'éclairer la façon d'évaluer les ressources du système agricole d'un point de vue systémique global. La suppression des céréales et des fourrages annuels de l'alimentation du bétail dans S1b et S2b entraînerait des économies d'énergie supérieures à 800 PJ (Figure 3.11: Surplus agricole (produits végétaux et animaux) et énergie investie externe en termes d'équivalent biomasse par source dans les quatre scénarios de neutralité énergétique comparé avec la situation d'aujourd'hui. Le surplus agricole est divisé par la ligne rouge pointillée qui sépare la consommation nationale située en dessous et les productions agricoles destinés à l'exportation et autres usages situés au-dessus. L'EROI équivalent biomasse est indiqué pour chacun des scénarios au bas de la figure. Sources : cette étude, adapté de (Harchaoui et Chatzimpiros, 2018b)Figure 3.11). La part de la production de céréales à destination de l'alimentation du bétail est constante et égale à environ 35 % en France depuis 1961 (Agreste, 2013a; FAOSTAT, 2018), mais cette part constante masque la multiplication par 5 du tonnage absolu dû à l'amélioration des rendements agricoles. Aujourd'hui, l'alimentation du bétail s'élève à 1700 PJ, soit l'équivalent de la consommation domestique française de gaz naturel (SOES, 2017). D'autres pays ont montré des tendances de croissance de l'alimentation du bétail comparable à celles de la France (Guzmán et al., 2018b; Thornton, 2010). Ces résultats révèlent que les choix alimentaires constituent une composante à part entière de la transition énergétique. Les scénarios de suppression des céréales et fourrages annuels de l'alimentation du bétail soulignent le rôle majeur de l'alimentation du bétail dans le bilan global énergétique de l'agriculture. Ces scénarios sont en partie irréalistes car ils impliqueraient que les productions avicoles et porcines soient supprimées ou sinon radicalement réduites à des niveaux dictés par la disponibilité de déchets alimentaires à transformer en rations. Un scénario plus réaliste serait un scénario intermédiaire avec une réduction plus faible de l'alimentation du bétail, mais qui toutefois impliquerait aussi des possibilités de neutralité énergétique moindres. Enfin, cette analyse ne tient pas compte du potentiel énergétique des cultures lignocellulosiques herbacées vivaces en C4 comme le miscanthus parce qu'elles ne seraient bénéfiques pour le pool énergétique que si elles poussaient sur des terres non cultivables et marginales qui sont mal quantifiées dans la littérature actuelle (Campbell et al., 2008). Nous n'avons pas tenu compte non plus des options de rotations sur une même surface combinant cultures alimentaires et cultures intermédiaires énergétiques (Gabrielle et al., 2014).

Comme nous l'avons souligné précédemment (section 3.3.2), l'EROI de l'agriculture en France a augmenté en s'appuyant principalement sur les améliorations d'efficacité de traction et d'efficacité d'utilisation de l'azote. Cependant, ces deux variables ne sont pas loin d'atteindre, voire elles ont déjà atteint leurs niveaux maximums. Autrement dit, nos scénarios sont construits sur un système agricole qui peut difficilement améliorer le rapport entre énergie produite et investie. L'analyse des scénarios montre que l'EROI_{biomasse} d'un système agricole qui parvient à la neutralité énergétique varie d'environ 1,8 (en S1a) à 2,8 (en S2b) ce qui est sans surprise assez proche finalement de l'EROI de l'agriculture préindustrielle qui fonctionnait en autosuffisance énergétique (Figure 3.3). Le cadre de neutralité énergétique pourrait s'avérer un outil utile pour évaluer de façon cohérente les scénarios prospectifs intégrant production alimentaire et énergétique (Solagro, 2016).

Au-delà des gains d'efficacité technique marginaux qui peuvent encore être réalisés dans les bâtiments d'élevage et les serres, des économies d'énergie potentielles pourraient être réalisées grâce aux pratiques de conservation. Des techniques de travail du sol sans labour ou avec un travail plus superficiel pourraient se traduire par une réduction des dépenses énergétiques associés au travail au champ et sont déjà en place sur 35 % des surfaces de grandes cultures en France (CGDD, 2018). Leur développement à l'avenir pourrait être une voie possible pour améliorer le bilan énergétique de l'agriculture, à condition qu'elle ne compromette pas la productivité des cultures (Pittelkow et al., 2015). Le dernier plan stratégique national à faible émission de carbone fixe un objectif de réduction de 35 % de la consommation directe d'énergie de l'agriculture d'ici 2030 par rapport à 2010 (MEDDE, 2015). Une telle réduction serait possible seulement si des dynamiques de changement des pratiques agricoles et de choix de consommation se créent de manière parallèle. Les changements de pratiques agricoles passent par des politiques favorisant l'accompagnement et la formation des agriculteurs aux pratiques de conservation. Les changements sur les choix de consommation impliquent une plus grande sobriété avec la diminution de la consommation de viande afin de réduire l'alimentation du bétail et aussi une réduction des gaspillages alimentaires dans les ménages⁴¹. En effet aujourd'hui, en France, l'apport moyen alimentaire quotidien qui parvient au ménage est de

⁴¹ La France a inscrit dans le code de l'environnement une hiérarchie de la lutte contre le gaspillage alimentaire en février 2016 (Legifrance, 2016).

3480 kcal par habitant, contre un apport calorique recommandé de 2200 kcal (FAOSTAT, 2018; Joint FAO/WHO/UNU, 2007).

3.7. Conclusion

Les transitions agricoles se sont traduites par une multiplication par 4 du surplus agricole et par une réduction à quasi zéro de l'autosuffisance en énergie et en azote pour l'agriculture. Avec un EROI de 2 jusqu'en 1950, l'agriculture préindustrielle consommait autant d'énergie pour fonctionner qu'elle en fournissait en surplus agricole exportable pour soutenir les populations non agricoles. L'EROI a doublé pour atteindre 4 au cours des 60 dernières années, grâce, d'une part, à l'amélioration de l'efficacité de la traction qui est le résultat de la substitution des animaux de travail par les moteurs des machines agricoles et, d'autre part à l'augmentation conjointe du rendement des cultures et de l'efficacité d'utilisation de l'azote. Les transitions énergétiques et azote ont fait passer le système agricole de la France d'un régime autosuffisant à base de biomasse à un régime tourné vers l'exportation de produits alimentaires et dépendant des combustibles fossiles. La modélisation de perspective historique de longue durée a permis de mettre en évidence la compétition qui s'opère entre autosuffisance et génération de surplus agricole. Dans le cadre de la transition énergétique à venir, le système agricole doit non seulement maintenir sa capacité nourricière mais également participer à une production de bioénergie à la société tout en réduisant sa dépendance aux énergies fossiles. Notre analyse quantifie le véritable potentiel énergétique et alimentaire, en examinant le bilan des entrées et sorties du système sur une base énergétique commune. En raison de la dépendance écrasante de l'agriculture à l'égard des sources d'énergie externes, dominées par les combustibles fossiles, il est extrêmement difficile d'atteindre la neutralité énergétique. L'agriculture est à présent comme verrouillée dans les combustibles fossiles et le passage à l'électricité est en grande partie limité par les puissances embarquées dans les machines agricoles. Nos résultats soulignent que la réduction des aliments du bétail constitue l'une des possibilités d'atteindre la neutralité énergétique dans l'agriculture. La neutralité énergétique est une condition préalable pour que l'agriculture soit une source d'énergie nette pour la société.

Les liens entre l'énergie et l'agriculture ont souvent été négligés et les politiques de transition dans les secteurs de l'énergie, des transports et de l'agriculture ne parviennent pas à adopter une approche transversale. Notre cadre d'analyse peut apporter des éclairages utiles, dans une perspective de transition énergétique, à la société civile et aux décideurs politiques sur les potentiels énergétiques de l'agriculture et ses limites en fonction des pratiques agricoles et des

choix de consommation. Toute analyse de substitution potentielle des combustibles fossiles par la biomasse agricole doit s'appuyer sur un bilan énergétique complet et cohérent de l'agriculture qui compare la production et les exigences fonctionnelles dans une perspective systémique.

Chapitre 4 : Capacité nourricière mondiale en fonction du métabolisme azote et rapport aux limites planétaires

4.1. Introduction

Ce chapitre constitue une étape préliminaire de généralisation de la démarche effectuée sur la France, à l'échelle mondiale. Nous changeons d'échelle pour examiner la capacité nourricière atteignable de la Planète.

De l'analyse qui a précédé, il ressort clairement que l'organisation du métabolisme agricole est un aspect essentiel de la capacité à produire de l'agriculture et en particulier gagner en autonomie conduit à perdre une partie du surplus agricole. Ce présent chapitre se limite à l'analyse du métabolisme agricole à l'échelle mondiale du point de vue de l'azote sans intégrer la question énergétique. Implicitement, ceci revient à considérer que la production nette agricole devient du surplus dans sa totalité. Du moment où l'agriculture mondiale consomme de l'énergie fossile à travers l'utilisation d'engins, engrais et autres moyens de production, son surplus dans un cadre de neutralité énergétique serait inférieur à sa production nette. L'analyse conjointe énergie/azote du métabolisme agricole mondiale avec intégration de la question d'autonomie, dépendance aux sources externes et potentiel de valorisation énergétique des résidus agricoles appartient aux perspectives de cette thèse. Quelques éléments de discussion dans cette direction sont inclus dans le chapitre suivant « Conclusion générale et perspectives ». Nous nous limitons donc ici à l'azote.

L'échelle globale permet de mettre en perspective la capacité de production, les pertes d'azote et la limite planétaire du cycle biogéochimique de l'azote (Steffen et al., 2015). L'objectif du chapitre est de mettre en cohérence ces trois aspects et d'établir des limites « dures » en fonction du spectre possible des régimes de fertilisations. L'agriculture biologique se situe à l'une des extrémités du spectre en imposant une autosuffisance complète en azote (interdiction d'utilisation d'engrais industriels azotés) et répond à une demande sociale croissante aussi bien en Europe et en Amérique du Nord (Reganold et Wachter, 2016) mais aussi en Afrique (De Bon et al., 2018) et en Chine (Qiao et al., 2019). De l'autre côté du spectre, nous avons les régimes de fertilisation à base d'engrais industriels dans la continuité du modèle prédominant actuel.

Comme nous l'avons vu précédemment, l'élevage joue un rôle prépondérant dans la production nette agricole. Lorsque les animaux d'élevage sont nourris sur des surfaces qui ne

produisent pas de la biomasse directement consommable par les humains, l'élevage contribue à augmenter la production nette agricole alors que lorsqu'ils sont nourris sur des surfaces qui peuvent directement nourrir les humains, l'élevage est en compétition avec l'alimentation humaine. À toutes les échelles des surfaces agricoles, nous avons une distinction claire entre ces deux types de surfaces qui sont les prairies et les terres arables. Cette distinction est notre point de départ pour analyser la capacité nourricière. Nous devons néanmoins tenir compte de l'autonomie en azote de l'agriculture qui est fonction de la part des surfaces fixatrices dans la surface agricole totale. Nous distinguons donc les surfaces fixatrices qui sont largement dominées par les prairies et d'autres légumineuses réservées à l'élevage (i.e. soja) et les opposons aux surfaces non fixatrices qui sont largement dominées par les grandes cultures destinées à la fois à l'alimentation humaine et animale.

Ce chapitre propose d'abord un modèle de budget d'azote construit sur un nombre limité de variables structurelles qui permet de reconstituer le métabolisme azote de l'agriculture et de relier le rendement alimentaire, les pertes d'azote et l'autosuffisance en azote. Nous utilisons ce modèle pour définir une frontière de productivité de l'agriculture en tirant les variables structurelles à des valeurs constituant des conditions limites. Ces valeurs limites sont calculées à partir d'un état des lieux à l'échelle des régions du monde. Nous mettons en perspective les différentes régions du monde en les positionnant sur cette frontière de productivité théorique. Dans un deuxième temps, nous examinons la trajectoire historique mondiale de fertilisation entre 1961 et 2013 et nous évaluons les limites de production alimentaire mondiale en fonction du régime de fertilisation en azote, limites qui dictent la population mondiale supportable (i.e. possible à nourrir) par l'agriculture. Enfin, nous discutons les taux de croissance de production et d'efficacité nécessaires pour à la fois respecter des objectifs de sécurité alimentaire et de soutenabilité en termes de la limite planétaire d'azote d'ici 2050.

4.2. Cadre de modélisation

4.2.1 Choix des variables du modèle

Nous considérons comme annoncé dans le chapitre 1 que le rendement alimentaire est la production nette agricole par unité de surface. Le rendement alimentaire peut être déduit à partir des données du bilan alimentaire de la FAO (FAOSTAT FBS, 2018) sur les échelles nationales, régionales et mondiales. Notre démarche s'organise en deux grandes étapes. La première étape est de construire un modèle simple de bilan d'azote sur la base de variables structurantes

pouvant être nourries par des données de la FAO (FAOSTAT, 2018) ou de la littérature. La deuxième étape consiste à pousser ces variables à des valeurs limites pour quantifier des limites dures de production, pertes et degré d'autosuffisance associée dans le métabolisme agricole.

La Figure 4.1 montre la représentation graphique des flux d'azote du modèle. Comme indiqué dans l'introduction, le modèle est construit en distinguant deux catégories de surfaces. La première catégorie est appelée *surface fixatrice* et rassemble la somme des surfaces de soja, de l'arachide, des légumineuses fourragères et des prairies, tandis que la seconde est appelée *surface de grandes cultures* qui comprend toutes les autres cultures qui sont soit destinées à l'alimentation humaine, à l'alimentation du bétail ou à d'autres usages. Cette distinction est différente de la distinction traditionnelle entre prairies et terres arables. L'intérêt de la distinction proposée réside dans le fait que la surface fixatrice participe à hauteur de 85 % à la BNF du système agricole mondiale et qu'elle est destinée dans sa quasi-totalité à l'alimentation du bétail (voir section 4.3.2). Par ailleurs, contrairement à la surface de grandes cultures, la surface fixatrice soutient exclusivement la production de produits non-comestibles par l'homme qui ne peuvent être valorisés en produit alimentaire qu'après transformation par les animaux d'élevage dont l'efficacité est intrinsèquement bien inférieure à 1 (voir chapitre 1). Nous définissons le rapport de surface comme le rapport entre la surface fixatrice et la surface agricole totale (voir chapitre 2 pour le cas de la France).

Les variables principales d'entrée du modèle se répartissent en deux catégories. D'une part, nous considérons les variables biophysiques qui regroupent le rapport de surface, les taux de fixation de BNF (r_{BNF}) et le rendement des cultures. D'autre part, nous considérons les variables ayant une dimension forte sociotechnique qui regroupent l'efficacité d'utilisation de l'azote ($NUE_{cultures}$), l'efficacité de conversion de la production animale (NCE), le taux de recyclage des effluents d'élevage (β) ainsi que la quantité d'engrais industriels (N_{ind}), la part de grain utilisé comme fourrage pour l'élevage (grain-fourrage), et la part des résidus des grandes cultures à l'élevage (résidu-fourrage). L'efficacité de conversion de la production animale est bio-physiquement contrainte par le métabolisme animal mais peut être améliorée par une optimisation des rations alimentaires et des pratiques d'élevage. La liste exhaustive des variables du modèle est donnée dans le Tableau 4.1. Les variables de sortie du modèle sont le rendement alimentaire, la part de production animale dans le rendement alimentaire,

l'autosuffisance en azote, l'efficacité totale d'utilisation de l'azote (NUE_{tot}) et les pertes d'azote.

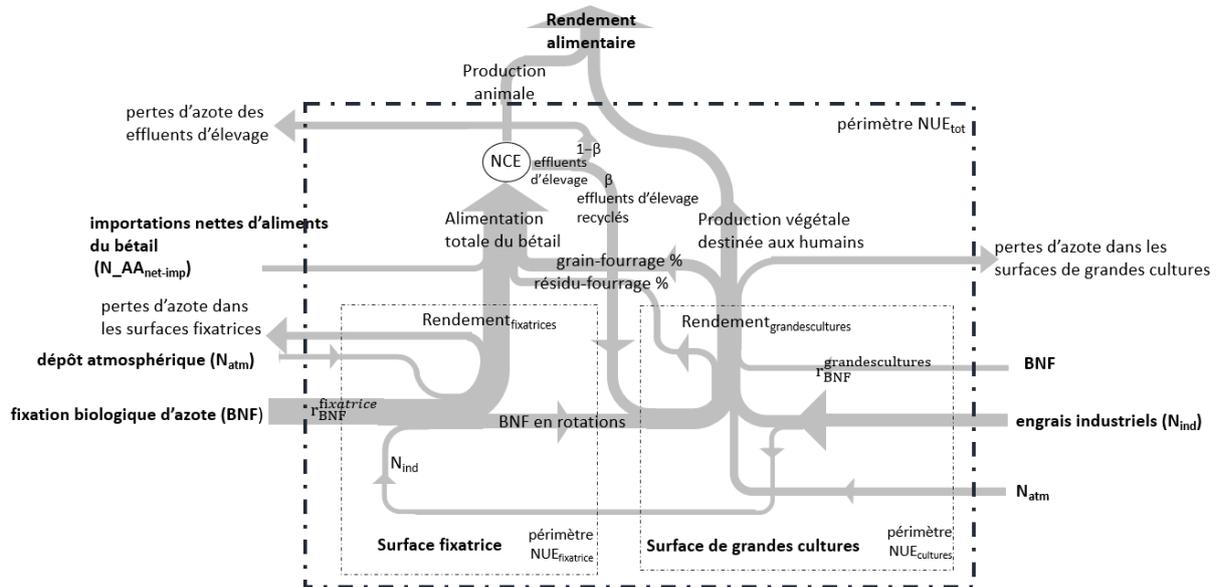


Figure 4.1: Schéma de modélisation du bilan d'azote de l'agriculture. Les surfaces sont divisées en deux catégories avec la surface fixatrice et la surface de grandes cultures. Les entrées du système sont la somme du dépôt atmosphérique (N_{atm}), de la fixation biologique d'azote (BNF), des engrais industriels (N_{ind}) et de l'importation nette d'aliments du bétail ($N_{AA_{net_imp}}$). Le rendement alimentaire est égal à la production primaire extraite des deux catégories de surface plus la production animale moins l'alimentation du bétail, le tout divisé par la SAU. Les sorties du système sont le rendement alimentaire et les pertes d'azote. Source : cette étude.

Leurs valeurs minimales et maximales observées dans les régions du monde ainsi que les moyennes mondiales pour toutes les variables d'entrée du modèle sont résumées dans le Tableau 4.1. La dernière colonne de ce tableau regroupe les valeurs utilisées pour la frontière de productivité agricole qui sera présentée en section 4.4. L'état des lieux des variables principales d'entrée du modèle, aux échelles mondiales et régionales, est établi après la description du modèle. Les 19 régions du monde sont définies selon la description des Nations Unies (UNSD, 1999) qui est celle adoptée par la FAO. La liste des pays par région du monde est indiquée dans le Tableau A4.1 en annexe.

4.2.2 Description du modèle

Notre cadre de modélisation (Figure 4.1) tient compte des principaux flux dans les systèmes agricoles reliant les surfaces fixatrices, les surfaces de grandes cultures et les systèmes de production animale permettant d'établir et les bilans associés à chacun de ces trois systèmes de production.

Les notations utilisées pour les différentes variables dans les équations principales des bilans d'azote sont les mêmes que dans les trois précédents chapitres mais nous les rappelons pour faciliter la lecture.

Le rendement alimentaire ($Rendement_{alimentaire}$) correspond à la production totale de produits alimentaires comestibles par l'homme par hectare agricole. En effet, le rendement alimentaire représente l'écrasante majorité de tout l'azote extrait parce que la production de fibres ne représente que 2,7 % de l'azote récolté sur les terres arables (FAOSTAT, 2018) et que l'azote contenu dans la production de biocarburants est négligeable. Le rendement alimentaire est modélisé comme la somme de la production des grandes cultures ($Rendement_{grandes\ cultures}$) plus la production animale totale (N_{PA}) moins les aliments du bétail provenant de la surface de grandes cultures en utilisant l'équation 4.1.

$$Rendement_{alimentaire} = N_{PA} + Rendement_{grandes\ cultures} \times (1 - Ratio_{fixation}) \times (1 - Part_{grain}) \quad (eq. 4.1)$$

Où $Part_{grain}$ est la part de grain-fourrage et $Ratio_{fixation}$ est le rapport de surface.

N_{PA} dans l'équation 4.1 comprend la production animale qui s'appuie à la fois sur la surface fixatrice et sur la surface de grandes cultures. Elle est calculée comme le produit de NCE par l'alimentation totale du bétail (N_{AA}) à partir des équations 4.2 et 4.3:

$$N_{AA} = Rendement_{fixatrice} \times Ratio_{fixation} + \left(Part_{grain} + Part_{residu} \times \frac{1-IR}{IR} \right) \times Rendement_{grandes\ cultures} \times (1 - Ratio_{fixation}) \quad (eq. 4.2)$$

$$N_{PA} = NCE \times N_{AA} \quad (eq. 4.3)$$

Où $Rendement_{fixatrice}$ est le rendement dans la surface fixatrice, $Part_{residu}$ est la part de résidu-fourrage et IR est l'indice de récolte des grandes cultures.

$Rendement_{fixatrice}$ est calculé selon l'équation 4.4.

$$Rendement_{fixatrice} = N_{atm} \times NUE_{fixatrice} + r_{BNF}^{fixatrice} \times NHI_{fixatrice} \quad (eq. 4.4)$$

Où $NUE_{fixatrice}$ est l'efficacité d'utilisation d'azote, $NHI_{fixatrice}$ l'indice de récolte et $r_{BNF}^{fixatrice}$ le taux de fixation BNF de la surface fixatrice.

La part de BNF qui n'est pas récupérée dans les aliments du bétail est soit transférée sur la surface de grandes cultures par rotation des cultures ($BNF_{en\ rotation}$), soit perdue dans l'environnement ($N_{pertes}^{fixatrice}$). Le calcul suit les équations 4.5 et 4.6.

$$BNF_{en\ rotations} = NUE_{fixatrice} \times r_{BNF}^{fixatrice} \times (1 - NHI_{fixatrice}) \times Ratio_{fixation} \quad (eq. 4.5)$$

$$N_{pertes}^{fixatrice} = (1 - NUE_{fixatrice}) \times \left(N_{atm} + r_{BNF}^{fixatrice} \times (1 - NHI_{fixatrice}) \right) \times Ratio_{fixation} \quad (eq. 4.6)$$

$Rendement_{grandes\ cultures}$ est limité par des facteurs biophysiques (Mueller et al., 2012) et calculé comme : $Rendement_{grandes\ cultures} = NUE_{cultures} \times Fertilisation_{grandes\ cultures}$

Où $NUE_{cultures}$ est l'efficacité d'utilisation de l'azote dans les grandes cultures et $Fertilisation_{grandes\ cultures}$ est la somme des flux d'azote entrants dans la surface de grandes cultures selon l'équation 4.7

$$Fertilisation_{grandes\ cultures} = N_{ind} + (1 - Ratio_{fixation}) \times (r_{BNF}^{grandes\ cultures} + N_{atm}) + N_{effluents_recyclés} + BNF_{en\ rotation} \quad (eq. 4.7)$$

Où $r_{BNF}^{grandes\ cultures}$ est le taux de fixation BNF de la surface de grandes cultures, N_{ind} les engrais industriels et $N_{effluents_recyclés}$ est l'azote recyclé des effluents d'élevage.

L'azote recyclé des effluents d'élevage provenant du bétail nourri au grain est considéré comme un flux vers la surface de grandes cultures. $N_{effluents_recyclés}$ est fonction du taux de recyclage des effluents d'élevage (β), de la NCE, et de l'alimentation du bétail (N_{AA}) (équation 4.8).

$$N_{effluents_recyclés} = \beta \times (1 - NCE) \times N_{AA} \quad (eq. 4.8)$$

Les pertes d'azote de la production animale (N_{pertes}^{PA}) correspondent à ce qui reste de N_{AA} et sont calculées à partir de l'équation 4.9.

$$N_{pertes}^{PA} = N_{effluents_recyclés} \times (1 - \beta) / \beta \quad (eq. 4.9)$$

Les pertes d'azote dans la surface de grandes cultures ($N_{pertes_{grandes\ cultures}}$) sont calculées à partir de l'équation 4.10:

$$N_{pertes_{grandes\ cultures}} = (1 - NUE_{cultures}) \times Fertilisation_{grandes\ cultures} \quad (eq. 4.10)$$

Nous faisons l'hypothèse qu'il n'y a ni changement dans le stock d'azote des sols, ni récupération de l'azote des excréta humains ou des déchets alimentaires.

Les pertes d'azote de la surface agricole (N_{pertes}) sont la somme des pertes dans chacun des trois systèmes et sont calculées comme suit: $N_{pertes} = N_{pertes}^{PA} + N_{pertes}^{grandes\ cultures} + N_{pertes}^{fixatrice}$

Pour rappel, nous calculons l'efficacité totale d'utilisation d'azote (NUE_{tot}) et l'autosuffisance en azote comme suit : $NUE_{tot} = \frac{Rendement\ alimentaire}{N_{tot}}$ et $N_{autosuffisance} = \frac{BNF + N_{atm}}{N_{tot}}$

Les équations de bilan d'azote de ce modèle permettent également de calculer N_{ind} pour un $Rendement_{grandes\ cultures}$ donné lorsque toutes les autres variables sont renseignées. Ce modèle implémenté en Python, est validé pour l'année 2013 à l'échelle globale en comparant le rendement alimentaire, la part de production animale et $Rendement_{grandes\ cultures}$ obtenus en sorties du modèle lorsque nous le paramétrons avec les valeurs estimées à l'échelle mondiale (colonne intitulée moyenne à l'échelle mondiale du Tableau 4.1 excepté la valeur des

$Rendement_{grandes\ cultures}$) avec les valeurs obtenus directement à partir du bilan alimentaire de la FAO (FAOSTAT FBS, 2018).

4.3. État des lieux sur les variables structurantes

L'état des lieux renseigne sur les variables structurantes du modèle, regroupées dans le Tableau 4.1, aux échelles régionales et mondiales. Chaque variable principale est traitée dans une sous-section ci-dessous. Les valeurs minimum et maximum obtenues pour les différentes variables à l'échelle des régions du monde fournissent des indications sur les valeurs limites atteignables à grande échelle (macro) pour paramétrer notre modèle.

Le dépôt atmosphérique N_{atm} à l'échelle des régions est calculé avec un taux égal à $5\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Smil, 1999a) qui est une moyenne mondiale appliquée à la surface agricole totale de la région bien qu'il y ait une variabilité géographique.

Tableau 4.1 : Variables structurantes du modèle avec les valeurs minimum et maximum dans les régions du monde et la valeur moyenne estimée à l'échelle mondiale. La dernière colonne renseigne sur les valeurs utilisées dans le calcul de la frontière de productivité. Sources: (1) calculé à partir de FAOSTAT (2018), voir le Tableau A4.1 en annexe et la Carte 4.1 (2) à partir de Smil (1999b) (3) calculé à partir de Billen et al. (2015) et Bouwman et al. (2013) (4) NCE maximum à partir de Smil (2000), voir texte (5) Non définie (N.D) à cause de la grande incertitude sur la productivité des prairies (Fetzel et al., 2017) (6) calculé à partir de Anglade et al. (2015) (7) estimé à partir de l'équilibre du bilan de l'alimentation du bétail en considérant une NCE de 10% et une valeur raisonnable pour la part de résidu-fourrage proche de celle utilisée par Bodirsky et al. (2014) et Smil (1999b) (8) le calcul s'appuie sur les résultats de Zhang et al. (2015) pour la surface de toutes les cultures arables (8a) et pour la surface de grandes cultures comme définie dans cette étude (8b) (9) à partir de Smil (1999a) (10) calculé à partir de la FAOSTAT, voir méthodes de calcul dans la section 4.3.6 et Carte 4.2.

Variables	Unité	min et max à l'échelle régionale	moyenne à l'échelle mondiale	la frontière de productivité
Rapport de surface	%	16-96 ⁽¹⁾	74 ⁽¹⁾	flottant
N _{atm}	kgN·ha ⁻¹	N.D	5 ⁽²⁾	5
NCE	%	3-25 ⁽³⁾	10 ⁽³⁾	20 ⁽⁴⁾
Taux de recyclage des effluents d'élevage	%	N.D.	24 ⁽²⁾	plage entre [0, 70]
Surface fixatrice				
Taux de BNF ($r_{BNF}^{fixatrice}$)	kgN·ha ⁻¹	5-38 ⁽¹⁾	15 ⁽¹⁾	35
NHI _{fixatrice}	%	N.D ⁽⁵⁾	N.D ⁽⁵⁾	80 ⁽⁶⁾
NUE _{fixatrice}	%	N.D ⁽⁵⁾	N.D ⁽⁵⁾	90
Rendement _{fixatrice}	kgN·ha ⁻¹	N.D ⁽⁵⁾	17 ⁽⁷⁾	33
Surface de grandes cultures				
Taux de BNF ($r_{BNF}^{grandes\ cultures}$)	kgN·ha ⁻¹	0.6-15 ⁽¹⁾	7.5 ⁽¹⁾	15
NUE _{cultures}	%	25-78 ^(8a)	38.5 ^(8b)	80
Rendement _{grandescultures}	kgN·ha ⁻¹	14-118 ⁽¹⁾	47 ⁽¹⁾	130
Indice de récolte	%	N.D.	42 ⁽⁹⁾	60 ⁽⁹⁾
part de grain-fourrage	%	15-73 ⁽¹⁰⁾	46 ⁽¹⁰⁾	0
part de résidu-fourrage	%	N.D.	35 ⁽⁷⁾	35
N industriel	kgN·ha ⁻¹	3-186 ⁽¹⁾	88 ⁽¹⁾	flottant

4.3.1 La surface agricole

A l'échelle mondiale, la surface agricole totale est calculée de 1961 à 2013 comme la somme de toutes les surfaces individuelles pâturées ou récoltées indiquées dans la base de données de la FAO plus les surfaces cultivées avec des légumineuses fourragères qui ne sont pas indiquées par la FAO. Les surfaces cultivées avec des légumineuses fourragères sont extraites de *Herridge*

et al. (2008). Par conséquent, la surface agricole totale modélisée dans nos calculs est la somme de toutes les surfaces productives, à l'exclusion des terres en jachère. La surface agricole totale somme à 4787 Mha en 2013, soit 95 Mha de moins que la superficie agricole renseignée dans le module des surfaces de la FAO (FAOSTAT, 2018). La différence entre la comptabilité des surfaces de la FAO et nos calculs diminue avec le temps suite à la réduction progressive des jachères (Figure 4.2). Selon la méthode de calcul, la surface agricole totale a augmenté de 10 % depuis 1961 en utilisant les données indiquées par la FAO (FAOSTAT, 2018) ou de 16 % en considérant la surface agricole totale hors jachères comme nous l'avons modélisée. Il est à noter que le taux de croissance de la surface agricole totale a ralenti, passant d'environ 0,36 % par an entre 1961 et 2000 à environ 0,1 % par an depuis 2000. Cependant, le rapport de surface (i.e. ratio des surfaces fixatrices à la surface agricole totale, axe de gauche de la Figure 4.2) est resté stable dans le temps et s'élève à 74 % aujourd'hui. Il est projeté de rester inchangé jusqu'en 2030 (OECD-FAO, 2018). La même méthodologie de calcul de surface agricole est appliquée aux échelles régionales (voir le résultat dans le Tableau A4.2 en annexe). Les rapports de surface diffèrent beaucoup d'une région du monde à une autre comme le montre la Carte 4.1 avec d'un côté l'Asie Centrale qui se situe autour de 90% et de l'autre côté l'Asie du Sud Est autour de 16.5%.

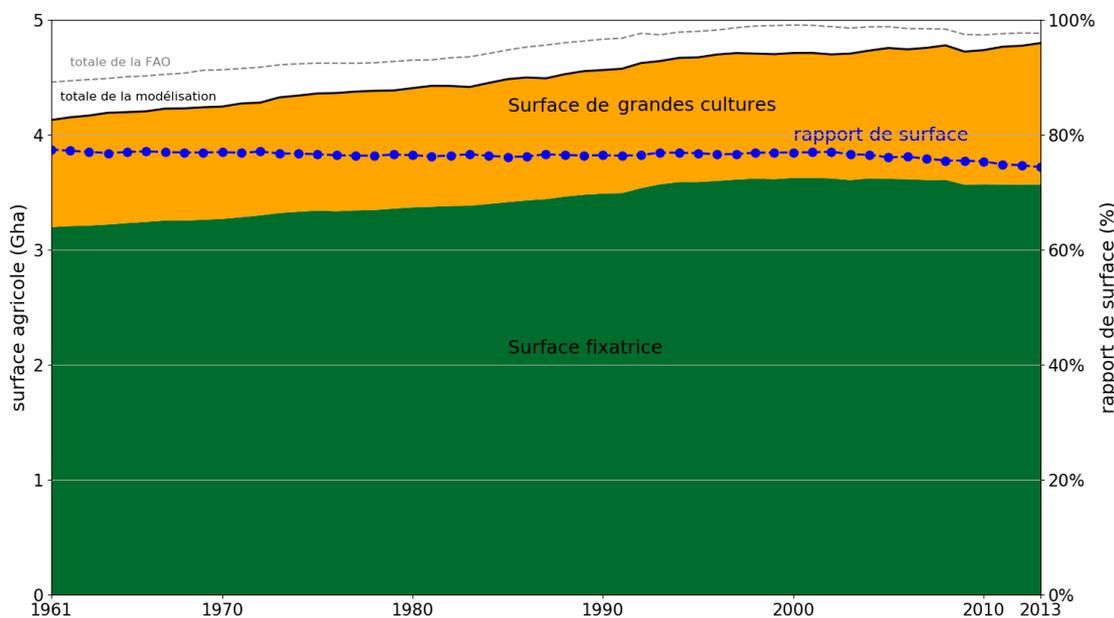
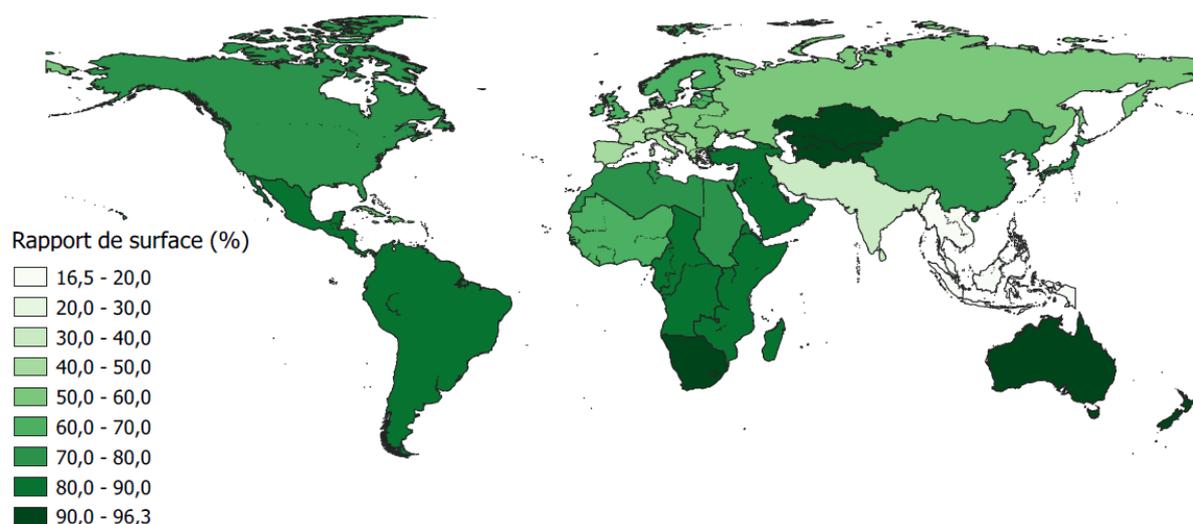


Figure 4.2 : Évolution de la surface agricole mondiale totale entre 1961 et 2013, décomposée en surface fixatrice et en surface de grandes cultures et exprimée en milliards d'hectares sur l'axe de gauche. Le rapport de surface (rapport entre la surface fixatrice et la surface totale) est indiqué sur l'axe de droite. Source:(FAOSTAT, 2018).



Carte 4.1 : Rapport de surface (rapport entre surface fixatrice et surface totale) dans chaque région du monde en 2013. Sources: (FAOSTAT, 2018), voir liste des pays par région dans le Tableau A4.1 en annexe.

4.3.2 Fixation biologique d'azote

Il n'y a pas de base de données statistiques internationales de BNF. Nous avons estimé la BNF à partir des taux de fixation de BNF tirés de la littérature que nous avons agrégé par catégorie de surface.

Pour le soja, l'arachide et toutes les légumineuses à grain (lentilles, haricots, pois etc.), les taux de BNF sont estimés en fonction des rendements des cultures en utilisant la méthodologie de *Lassaletta et al.* (2014) et les données FAOSTAT sur les rendements des cultures et les surfaces récoltées (FAOSTAT, 2018). Pour la canne à sucre et le riz, les taux de BNF sont considérés constants et respectivement égaux à 25 et 33 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Herridge et al., 2008). Pour les prairies, nous avons utilisé un taux constant de BNF de 5 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$. La BNF dans les prairies est particulièrement incertaine en raison de la grande diversité des types de surfaces qui regroupent des pâturages gérés de manière intensive ou non, les savanes et les parcours (FAO, 2012; Rojas-Briales, 2015). Une analyse récente (Baddeley et al., 2013) a estimé le taux moyen de BNF dans les prairies permanentes en Europe à 6,8 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$. Pour les légumineuses fourragères, nous utilisons l'estimation de la BNF à l'échelle mondiale de (Herridge et al., 2008), qui est reconstituée à partir de *Smil* (1999b). Cette valeur est distribuée à l'échelle régionale au prorata des effectifs régionaux du cheptel bovin (FAOSTAT, 2018). Au total, la BNF agricole mondiale est estimée à 61 TgN en 2013 et se situe dans la fourchette d'estimation de 50 et 70 TgN calculée par *Herridge et al.* (2008). La surface fixatrice participe à 85% de la BNF totale (52 TgN) avec un taux moyen de BNF ($r_{\text{BNF}}^{\text{fixatrices}}$) de 15 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ (par ha de surface fixatrice). Les 15 %

restants (9 TgN) se trouvent sur les surfaces cultivées de légumineuses à grain, de riz et de canne à sucre avec un taux moyen de BNF ($r_{BNF}^{grandes\ cultures}$) de 7,5 kgN·ha⁻¹ (par ha de surface de grandes cultures). Le Tableau 4.2 résume la répartition des BNF à l'échelle mondiale par catégorie de surface et selon la destination de la biomasse produite entre alimentation humaine et alimentation du bétail.

Tableau 4.2 : Distribution de la BNF entre surface fixatrice et surface de grandes cultures et entre production destinée à l'alimentation humaine et l'alimentation du bétail (calcul sur l'année 2013). Sources : ⁽¹⁾ calculé à partir de Herridge et al. (2008) et Lassaletta et al. (2014) ⁽²⁾ calcul à partir des données FAO (FAOSTAT, 2018) excepté pour les légumineuses fourragères. La surface des prairies correspond à la catégorie FAO des prairies et de pâturages permanents.

Types de production	Catégorie de surface	Destination de la biomasse	kgN·ha ⁻¹	Mha	TgN	% de la BNF totale
Soja et arachides	surface fixatrice	alimentation du bétail	158	138	22	36
Légumineuses fourragères	surface fixatrice	alimentation du bétail	120	110	13	21
Prairies	surface fixatrice	alimentation du bétail	5	3 309	17	28
Légumes secs	surface de grandes cultures	alimentation humaine	38	84	3	5
Riz paddy et canne à sucre	surface de grandes cultures	alimentation humaine	32	191	6	10
Céréales (riz exclu)	surface de grandes cultures	alimentation humaine et du bétail	non fixatrice	558	-	-
Autres oléagineux	surface de grandes cultures	alimentation humaine et du bétail	non fixatrice	143	-	-
Racines et tubercules	surface de grandes cultures	alimentation humaine et du bétail	non fixatrice	61	-	-
Légumes, fruits à coque, fruits, autres	surface de grandes cultures	alimentation humaine	non fixatrice	192	-	-
		Surface fixatrice (alimentation du bétail)	15	3 557	52	85
		Surface de grandes cultures (alimentation humaine et du bétail)	7,5	1 230	9	15
		Surface totale agricole		4 787	61	100
		Rapport de surface (%) (surface fixatrice sur surface agricole)		74,3		

La répartition de la BNF par région du monde est étayée par la comparaison avec des évaluations régionales et nationales spécifiques construites dans une démarche ascendante (bottom-up) à l'aide de données nationales. Par exemple, notre estimation de BNF pour l'Amérique du Nord (9,5 TgN) correspond de près à la somme des BNF estimés séparément pour le Canada (Yang et al., 2010) et les États-Unis d'Amérique (SAB, 2011). La BNF pour l'Asie (20,4 TgN) est proche d'une estimation précédente de 18,8 TgN (Liu et al., 2017). La BNF en Amérique du Sud en 2013 (16 TgN) est proche de la somme des estimations séparées du Brésil (Filoso et al., 2006) et de l'Argentine (Collino et al., 2015) en 2005 et 2006, et si on tient compte du fait que la superficie en soja a augmenté de 55 % au Brésil et en Argentine depuis la date de ces études et que ces deux pays représentent 80 % de la surface agricole de l'Amérique du Sud.

Il est intéressant de souligner que la BNF est en déclin dans les régions qui dépendent fortement des importations de protéines pour le bétail. Nous avons vu que c'était le cas de la France dans le chapitre 2. À l'échelle de l'Europe, les légumineuses à grains ont perdu 3,8 Mha (65%) depuis 1961 (Watson et al., 2017) suite à l'abandon des productions domestiques des légumineuses à grain et des légumineuses fourragères.

Les taux de fixation $r_{BNF}^{grandes\ cultures}$ et $r_{BNF}^{fixatrices}$ calculés par région du monde sont disponibles dans le Tableau A4.2 en annexe et permettent de reconstituer la BNF totale par région du monde.

Le calcul de la BNF régionale sera utilisé en section 4.4.2 pour le calcul de l'autosuffisance en N par région du monde.

4.3.3 Engrais industriels

Les quantités d'engrais azotés industriels utilisées par l'agriculture mondiale sont directement accessibles par pays dans le module *Intrants* de la base de données FAOSTAT (FAOSTAT, 2018). La consommation d'engrais industriels azotés a été multipliée par 10 à l'échelle mondiale depuis 1961 pour atteindre 109 TgN aujourd'hui comme le montre la Figure 4.3. Le rythme de croissance est en moyenne autour de 2% par an sur les 15 dernières années.

Les écarts d'utilisation d'engrais azotés d'une région du monde à l'autre sont très élevés avec un rapport supérieure à 10 entre l'Europe de l'Ouest et l'Afrique de l'Ouest par exemple si on compare la quantité d'engrais industriels par ha de surface arable (voir Tableau A4.2 en annexe). Une autre manière d'illustrer cet écart est de constater que la France et l'Allemagne pris ensemble consomment autant d'engrais que le continent africain en 2016 (FAOSTAT, 2018).

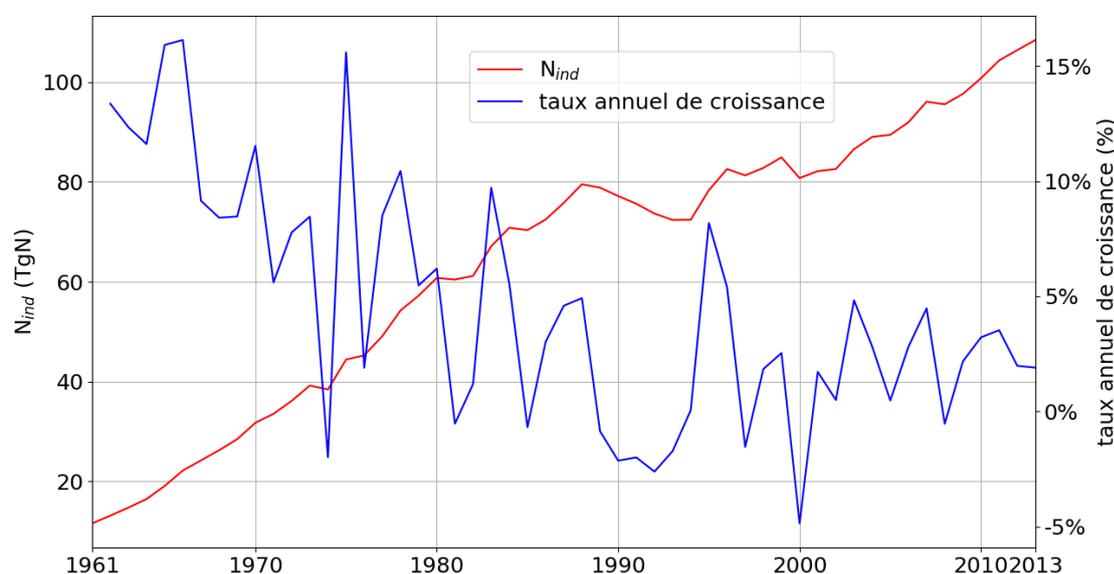


Figure 4.3 : Évolution de la consommation d'engrais industriels (N_{ind}) par l'agriculture à l'échelle mondiale (axe de gauche) et taux de croissance annuel entre 1961 et 2013 (axe de droite). Source : (FAOSTAT, 2018)

4.3.4 Rendements des cultures et efficacité d'utilisation de l'azote

Pour le mixte actuel des cultures, à l'échelle mondiale, le rendement mondial moyen et la $NUE_{cultures}$ sont estimés respectivement à $56 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ et 42 % (Zhang et al., 2015). Lorsqu'on calcule ces deux grandeurs pour *la surface de grandes cultures* telle qu'elle est définie dans notre étude, le rendement mondial moyen des cultures et la $NUE_{cultures}$ sont respectivement de $47 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ et 38.5 %. À l'échelle mondiale, le rendement des cultures continue d'augmenter alors que la $NUE_{cultures}$ montre des signes de stabilisation après une trajectoire de baisse de 1961 à milieu des années 2000 (voir Figure A4.2 en annexe).

Les relations entre l'efficacité d'utilisation de l'azote dans les cultures ($NUE_{cultures}$) et l'apport total d'azote sont bien documentés pour les surfaces de grandes cultures. Avec des pratiques stables de production, la $NUE_{cultures}$ est une fonction décroissante de la fertilisation (Lassaletta et al., 2014a). Cependant, l'amélioration des pratiques culturales, peut permettre d'augmenter les rendements des cultures même dans le cas d'une fertilisation décroissante. Il existe quelques exemples de pays qui ont franchi le cap de la courbe environnementale de Kuznets en termes de $NUE_{cultures}$ (Zhang et al., 2015). En nous appuyant sur les travaux de *Lassaletta et al.* (2014) qui offrent un état des lieux pays par pays des trajectoires historiques du rendement des cultures et des $NUE_{cultures}$ depuis 1961, nous avons pu distinguer les cinq pays qui sont parvenus à augmenter, ces dernières années, à la fois leur rendement et leur $NUE_{cultures}$ à des niveaux élevés : France, Autriche, Allemagne, Danemark et États-Unis (voir Annexe A4A et Figure A4.1 et Figure A4.2 en annexe). Les rendements maximaux observés pour ces pays sont autour de 100 à $130 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ et ne sont pas loin de $130 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$, qui est également la valeur maximale atteignable obtenue en supposant une réduction complète de l'écart de rendement des cultures (crop yield gaps) pour l'Europe de l'Ouest (Mueller et al., 2012). S'agissant de la $NUE_{cultures}$, bien que sa limite ne soit pas claire, les trajectoires historiques de ces cinq pays cités plus haut combinant à la fois des rendements et des efficacités élevés semblent indiquer que les $NUE_{cultures}$ tendent vers une asymptote autour de 70 et 80 % (Lassaletta et al., 2014a) (voir en Annexe, les Figures A4.1 et A4.2).

4.3.5 Conversions et pertes d'azote dans la production animale

L'efficacité d'utilisation de l'azote dans la production animale dépend de l'efficacité de conversion de la production animale (NCE) (voir chapitre 1) et du taux de recyclage des effluents d'élevage (β). Le taux de recyclage des effluents d'élevage reflète l'intégration des systèmes de cultures et d'élevage dans les systèmes agricoles. Cependant la tendance actuelle

de spécialisation dans de nombreuses régions du monde (Cowling et Galloway, 2002) va à l'encontre de cette intégration. Cette tendance, portée par la naissance des économies d'échelle et l'industrialisation des systèmes agricoles depuis plus d'un demi-siècle, implique une diminution du taux de recyclage des effluents d'élevage. L'émergence des logiques économiques et industrielles de la spécialisation a favorisé le développement des systèmes d'élevage intensifs et pour partie hors-sol qui sont entièrement dépendants d'achats d'aliments du bétail (Naylor et al., 2005) (voir chapitre 1 pour la France). Il est fort probable que ces logiques malheureusement prédominent la tendance à venir de transformation des systèmes agricoles dans les pays du Sud. Une analyse récente a estimé une baisse du taux de recyclage des effluents d'élevage en Chine de 33 à 21 % sur les trois dernières décennies (Bai et al., 2018). Sur la base de *Smil* (1999a), nous estimons que la moyenne mondiale du taux de recyclage des effluents d'élevage est de 24 %, qui est une valeur proche de celle d'une publication récente de la FAO (FAO, 2018b), et se situe également dans la fourchette de valeurs estimées par *Sheldrick et al.* (2003) et *Oenema et Tamminga* (2005). Certains chercheurs estiment que le taux de recyclage des effluents d'élevage pourrait atteindre jusqu'à 80 % dans le meilleur des cas (Ju et al., 2016).

Comme nous l'avons montré dans le chapitre 1, les NCE varient considérablement d'un système d'élevage à l'autre en fonction des catégories animales. Suivant des caractéristiques physiologiques des animaux, la NCE va d'environ 5 % pour la viande bovine à 10-15 % pour le porc, 20 à 30 % pour le poulet et 30 à 40 % pour le lait et les œufs (Smil, 2000). D'après *Bouwman et al.* (2013) et *Billen et al.* (2015), la moyenne mondiale des NCE est autour de 10%. La moyenne mondiale des NCE peut être augmentée d'une part en favorisant une optimisation généralisée des rations animale dans les systèmes d'élevage (Peyraud et al., 2012) et d'autre part à l'aide de changements de régimes alimentaires en faveur des productions animales aux NCE les plus élevés.

4.3.6 Quantité et part de grain-fourrage dans l'alimentation animale

Nous rappelons que le grain-fourrage correspond à la part de production des surfaces de grandes cultures, utilisée comme fourrage pour l'élevage (les grandes cultures ne comptent pas le soja qui est inclus dans les surfaces fixatrices). Nous nous appuyons sur les données FAOSTAT disponibles entre 1961 et 2013 (FAOSTAT, 2018) pour estimer le contenu en azote de l'alimentation du bétail aux échelles régionales et mondiales. Il est à noter que les résidus de cultures, l'herbe et légumineuses fourragères ne figurent pas dans les bilans de la FAO. Les

méthodes de calcul de l'alimentation du bétail diffèrent dans la littérature. Une approche consiste à calculer l'alimentation du bétail en fonction de la production animale et de la NCE et combine ce calcul avec des hypothèses sur les parts des rations animales provenant des résidus de cultures et des prairies (Bodirsky et al., 2014; Conijn et al., 2018; Springmann et al., 2018). Une autre approche consiste à déduire le contenu en azote de l'alimentation du bétail à partir des bilans alimentaires exprimés en masse dans la base de données de la FAO (Cassidy et al., 2013; Lassaletta et al., 2016). Dans cette seconde approche, des hypothèses sont nécessaires pour répartir l'azote de la production végétale dans les différents usages du bilan alimentaire en particulier la consommation humaine finale, les semences, les pertes dans la distribution et les autres usages non alimentaires (comme le savon et les aliments pour animaux de compagnie). Dans *Lassaletta et al.* (2016), la masse d'azote dans l'alimentation du bétail (N_{AA}) est calculée comme la différence entre la biomasse végétale disponible (production totale des cultures plus les importations nettes moins la variation interannuelle des stocks (Δstock)) et la consommation humaine finale et, par conséquent elle inclut implicitement l'azote des semences, les autres usages et les pertes alimentaires. Le calcul utilise des teneurs en azote par produits au niveau de la production végétale (FAO, 2001; Lassaletta et al., 2014b) et des teneurs en azote au niveau de la consommation finale (FAOSTAT FBS, 2018). Notre approche est similaire à celle de *Lassaletta et al.* (2016), à la différence près que les semences, les autres usages et les pertes sont soustraits du bilan en appliquant aux semences et autres usages les teneurs en azote au niveau de la production végétale et aux pertes alimentaires les teneurs en azote des produits finaux disponibles dans la FAOSTAT (équation 4.11).

$$N_{AA} = \sum_i (\text{production disponible} - (\text{consommation humaine} + \text{semences} + \text{produits transformés} + \text{usages autres} + \text{pertes dans la distribution}))$$

(eq. 4.11)

Nous considérons comme *Lassaletta et al.* (2016) que tous les aliments du bétail indiqués dans les bilans de production de la FAO sont destinés à la production d'animaux terrestres, ce qui exclut l'aquaculture.

Nous obtenons que la part, exprimée en azote, de la production des cultures arables destinée à l'alimentation du bétail est de 56 % à l'échelle mondiale en 2013, ce qui est conforme à l'analyse détaillée de *Cassidy et al.* (2013). Cette dernière indique une part égale à 53 % en termes de protéines, 24 % en termes de masse et 36 % en termes de calories. Sur l'ensemble de la

production de la *surface de grandes cultures*, la part de grain-fourrage à l'élevage est estimée à 46 % contre 66 % dans *Lassaletta et al.* (2016).

Nous avons fait le calcul du fourrage comme décrit ci-dessus aux échelles mondiale entre 1961 et 2013 et régionale pour l'année 2013. La Figure 4.4 montre l'évolution de la part de grain-fourrage à l'échelle mondiale qui passe de 45% en 1961 à 52 % en milieu des années 1980 pour arriver à la valeur d'aujourd'hui (46 %). Il faut noter que malgré la réduction de la part de grain-fourrage, le tonnage absolu de grain-fourrage a triplé depuis 1961 suivant l'augmentation d'un facteur 2,3 du rendement des productions des grandes cultures et d'une augmentation de 30 % des surfaces cultivées associées. La Carte 4.2 montre les parts de grain-fourrage par régions du monde pour l'année 2013 (voir les valeurs numériques dans le Tableau A4.2 en annexe).

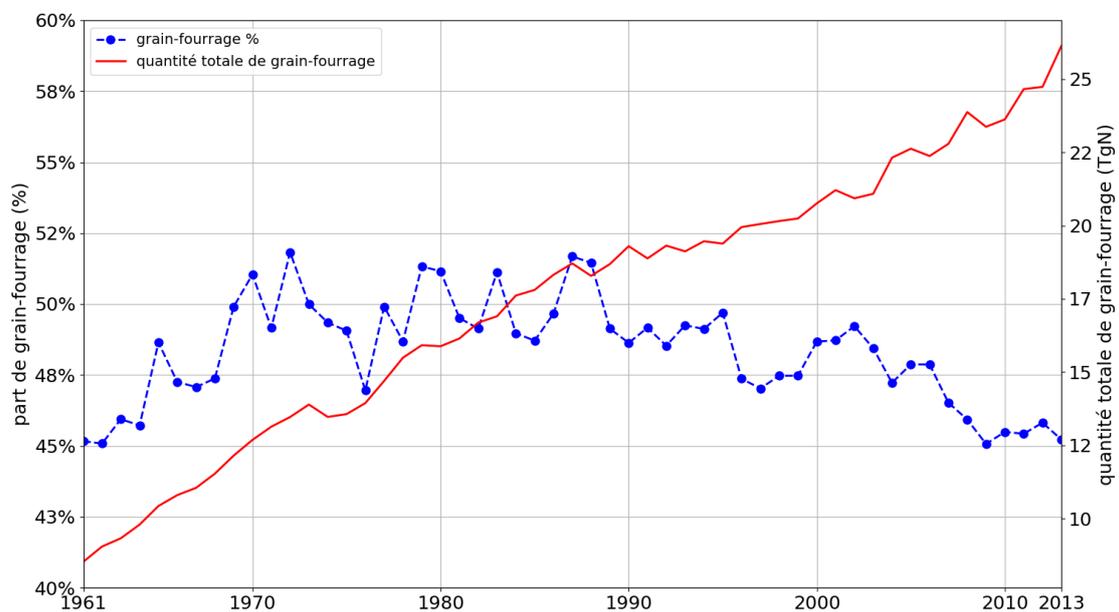
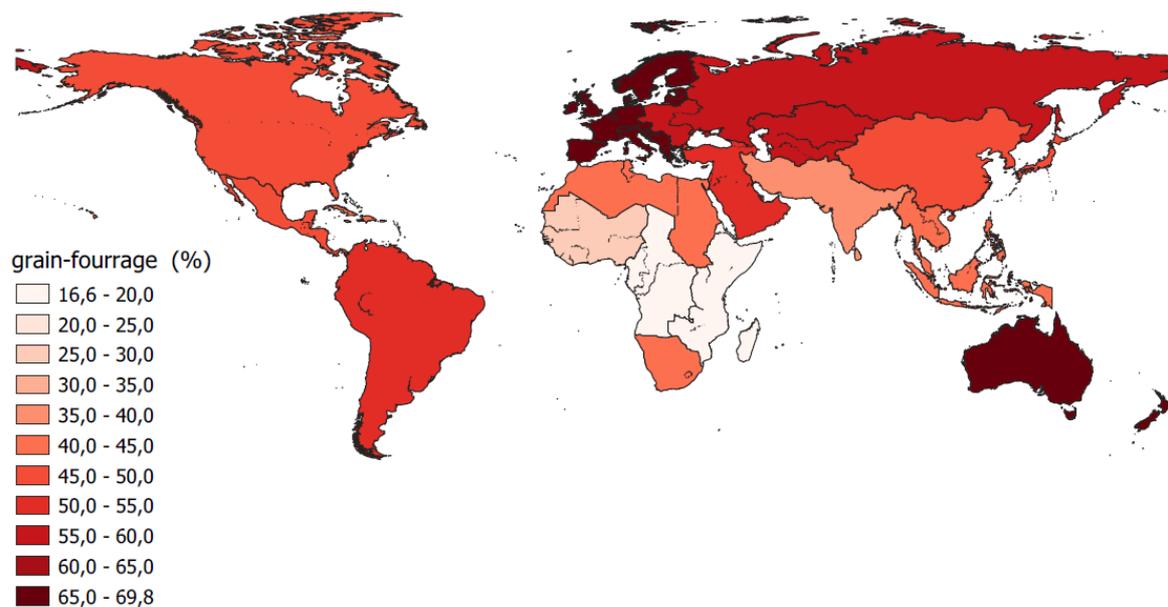


Figure 4.4 : Évolution historique entre 1961 et 2013 de la moyenne mondiale de la part de grain-fourrage en % (en bleu sur l'axe de gauche) et la quantité totale absolue de grain-fourrage en Tg N (en rouge sur l'axe de droite). Sources : voir méthodologie de calcul dans le texte, (FAOSTAT, 2018).



Carte 4.2 : Estimation de la part de grain-fourrage par région du monde en 2013. Sources: voir méthodologie de calcul dans le texte, (FAOSTAT, 2018), voir la liste des pays par région dans le Tableau A4.1 en annexe.

4.4. La frontière de productivité de l'agriculture

4.4.1 Définition et construction

En fixant les variables du modèle qui régissent les niveaux de production et d'efficacité des systèmes agricoles aux valeurs les plus optimistes (regroupées dans la dernière colonne du Tableau 4.1), nous définissons la frontière de productivité de l'agriculture comme le rendement alimentaire maximal théorique sur l'ensemble des rapports de surface possibles [0 et 1].

D'une part, les valeurs choisies sont les plus optimistes parce qu'elles maximisent la productivité des surfaces tout en minimisant l'utilisation des ressources au-delà des valeurs observées par grande région du monde. En particulier, la frontière de productivité est construite avec l'efficacité d'utilisation d'azote et le rendement des grandes cultures respectivement égaux à 80% et $130 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ en considérant donc à la fois les meilleures pratiques culturales et les meilleures conditions pédoclimatiques. D'autre part, la part de grain-fourrage est fixée à zéro, ce qui élimine la compétition entre alimentation animale et alimentation humaine. En pratique, cela reviendrait à éliminer toute production de monogastriques comme nous l'avons souligné dans le chapitre 3. Par ailleurs, nous considérons une NCE de 20 % dans la frontière de productivité. Cette valeur est obtenue en utilisant les efficacités maximales estimées par *Smil* (2000) pour la production bovine (i.e. NCE de 8% pour la viande bovine et 40% pour le lait) et

en maintenant la répartition actuelle entre 80 % de lait et 20 % de viande dans la production bovine totale.

La frontière de productivité calculée (Figure 4.5) correspond au rendement alimentaire maximal par hectare agricole et varie en fonction du rapport de surface. Cette fonction monotone hyperbolique souligne la relation conflictuelle entre l'autosuffisance en azote et la productivité agricole. Plus l'autosuffisance en azote est élevée, plus le rendement alimentaire dépend du taux de recyclage des effluents d'élevage. Nous évaluons entre quatre et dix les écarts de rendement alimentaire maximal entre systèmes autosuffisants et non autosuffisants, l'écart étant fonction du taux de recyclage des effluents d'élevage (β dans la Figure 4.5). Le fait que la part de la production animale dans le rendement alimentaire augmente avec l'autosuffisance en azote permet de souligner l'incapacité pour des systèmes agricoles sans recours aux engrais azotés industriels à soutenir des régimes végétaliens⁴². Le discours dominant en faveur du véganisme comme moyen de maximiser le rendement alimentaire n'a de sens que s'il consiste à ne plus consommer de protéines animales dérivées d'animaux nourris aux grains, principalement les monogastriques. Mais le raisonnement est faux pour les protéines animales des animaux nourris par la surface fixatrice, qui sont les ruminants, bien que la NCE de ces derniers soit inférieure à celle des monogastriques (voir chapitre 1). Ce résultat renforce l'idée que toute analyse sur la sécurité alimentaire doit tenir compte du rapport de surface, qui régit les trois quarts des terres agricoles mondiales. La composition du rendement alimentaire (entre protéines végétales et animales), des pertes d'azote et des entrées d'azote par source dans la courbe frontière est donnée dans la Figure 4.6.

⁴² Un végétalien ne mange pas de protéines animales, y compris viande, poisson, œufs et produits laitiers.

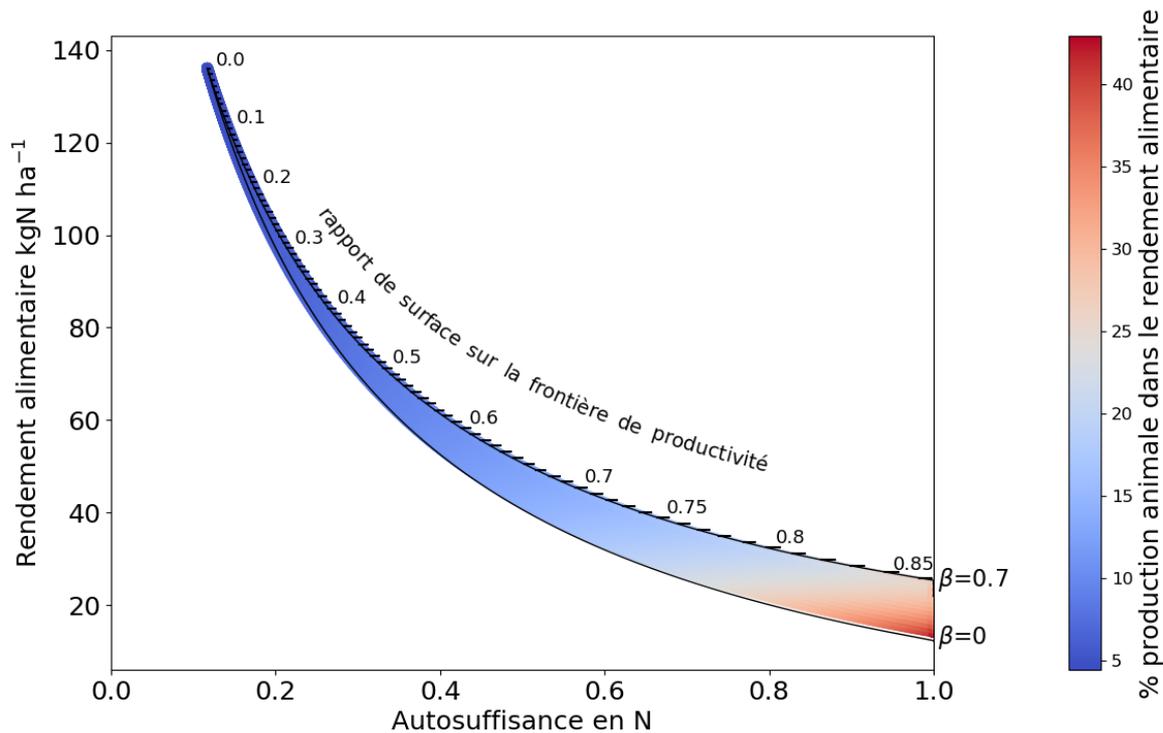


Figure 4.5 : La frontière de productivité de l'agriculture, c'est-à-dire le rendement alimentaire maximal, en fonction de l'autosuffisance en N sur l'ensemble des rapports de surface possibles (le rapport entre la surface fixatrice et la SAU, indiquée sur la graduation de la courbe frontière) et du taux de recyclage des effluents d'élevage (β). La frontière est construite pour zéro grain-fourrage et donc c'est le rapport de surface qui impose un plafond au rendement alimentaire et un plancher à la part de la production animale (indiquée par le code couleur). Source : voir détails de modélisation dans le texte, les variables utilisées dans la courbe frontière sont indiquées dans la dernière colonne du Tableau 4.1.

Cela pourrait être imaginé que la relation entre la part de production animale dans le rendement alimentaire et l'autosuffisance en azote puisse s'écarter de nos résultats dans le cas des systèmes agricoles qui vont allouer une grande partie de la surface de grandes cultures à la production de légumineuses à grain (pois, haricots, et autres) et de riz, qui sont des cultures qui soutiennent la fixation biologique. Cependant, les productions de légumineuses à grain et de riz restent limitées à l'échelle mondiale et les perspectives d'un déploiement à plus grande échelle sont improbables. Les légumineuses à grain ne représentent que 6 % des surfaces arables à l'échelle mondiale et 5 % de l'apport en protéines dans l'alimentation humaine (FAOSTAT, 2018). En Asie du Sud, qui est à la fois le plus grand producteur et consommateur de légumineuses à grain elles représentent 10 % de la ration humaine, ce qui est proche des recommandations pour une alimentation saine (Willett et al., 2019). La $r_{BNF}^{grandes\ cultures}$ associée à cette sous-région est d'environ $12\text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$, soit $5\text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ de plus que la moyenne mondiale (voir Tableau A4.2 en

annexe). Le riz, qui représente 10 % des terres arables dans le monde, est fortement limité par l'adéquation des terres et les besoins en eau douce pour immerger les rizières (Haefele et al., 2014). L'Asie rassemble 88 % de la production mondiale de riz, dont un tiers (35 %) est situé en Asie du Sud-Est. Dans cette dernière sous-région, le riz occupe plus de 40% du total des terres arables, ce qui donne un taux de fixation moyen $r_{BNF}^{grandes\ cultures}$ de $15\text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$, presque deux fois plus élevé que la moyenne mondiale (Tableau 4.1). C'est cette dernière valeur de $r_{BNF}^{grandes\ cultures}$, la plus élevée parmi les sous-régions du monde qui est utilisée dans la frontière de productivité, même si sa mise en œuvre à l'échelle mondiale est comme mentionnée plus haut improbable tant du point de vue de la production que du point de vue diététique.

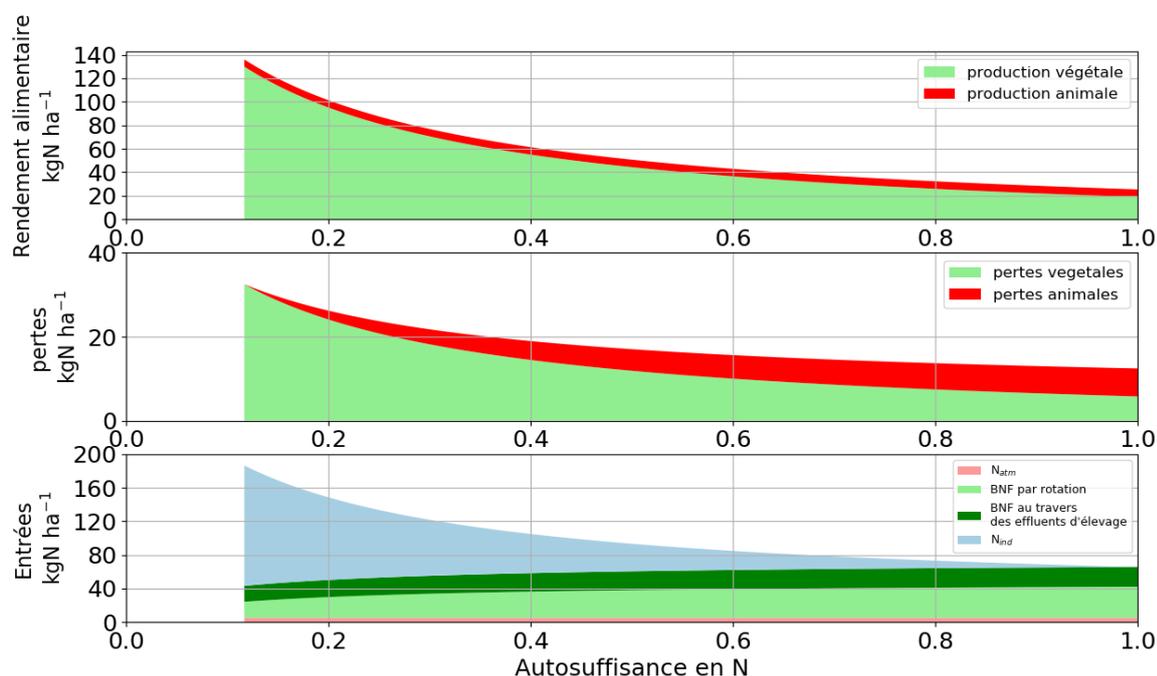


Figure 4.6 : Rendement alimentaire, pertes et entrées (exprimée en kgN ha^{-1}) par source, sur la frontière de productivité en fonction de l'autosuffisance en azote. L'autosuffisance en azote est calibrée dans cette figure pour un taux de recyclage des effluents d'élevage égal à 0.7. Source : voir détails du modèle dans le texte.

Nous positionnerons par la suite les régions du monde sur la frontière de productivité en fonction d'une part de leur rapport de surface et d'autre part leur rendements culturaux et leur allocation de grain-fourrage. Pour ce faire, il est nécessaire au préalable de présenter la méthode de calcul du commerce d'aliments du bétail qui impactent l'autosuffisance en N et le rendement alimentaire par régions du monde.

4.4.2 Commerce d'aliments du bétail et positions des régions sur la frontière

Calcul des importations nettes d'aliments du bétail

A l'échelle régionale, les importations nettes d'aliments du bétail ($N_{AA_{net-imp}}$), c'est-à-dire la différence entre les importations et les exportations, sont une composante importante des bilans d'azote. Cependant les données directement disponibles ne rendent pas compte de la part des aliments du bétail dans les volumes d'échanges physiques entre régions qui sont renseignés dans la FAOSTAT (FAOSTAT FBS, 2018). Nous estimons donc $N_{AA_{net-imp}}$ par région du monde à l'aide de l'équation 4.12 en attribuant à chaque catégorie principale de culture i la part moyenne mondiale de la production destinée aux animaux (Tableau 4.3).

Les oléagineux transformés en huile et en tourteaux sont comptabilisés en allouant tout le contenu d'azote au tourteau et tout le tourteau à l'alimentation du bétail.

$$N_{AA_{net-imp}} = \text{Max}(0; N_{AA_{imp}} - N_{AA_{exp}}) \quad (\text{eq. 4.12})$$

$$\text{avec } N_{AA_{imp}} - N_{AA_{exp}} = \sum_i \gamma_i \times (N_{imp}^i - N_{exp}^i)$$

Où γ_i est la part moyenne mondiale de la production de la culture i destinée à l'alimentation du bétail et N_{exp}^i , N_{imp}^i sont respectivement les contenus en azote des exportations et des importations pour la culture i (FAO, 2001 ; Lassaletta et al., 2014a).

Tableau 4.3 : Part moyenne mondiale de la production destinée à l'alimentation des animaux par catégorie de grandes cultures en 2013. Sources : (FAOSTAT FBS, 2018)

Produit	Légumineuses à grain	Oléagineux grains et tourteaux	Maïs et produits	Sorgho et produits	Blé et produits	Riz et produits	Millet et produits	Autres céréales	Orge et produits	Avoine
Part de l'alimentation du bétail γ_i %	18	86	61	48	39	34	27	66	69	76

Nous positionnons chaque région du monde deux fois dans l'espace défini par la frontière de productivité. Une fois, en termes de rendement alimentaire et d'autosuffisance en N dit *apparent* et une fois après correction des échanges nets des aliments du bétail dit *corrigé*. Le rendement alimentaire apparent ($\text{Rendement}_{\text{alimentaire}}^{\text{apparent}}$) est la production de biomasse en sortie du système agricole nonobstant de la dépendance potentielle de la production animale aux importations

nettes d'aliments ou de la nature des exportations de biomasse (i.e. alimentation humaine ou animale). La correction est effectuée en soustrayant les importations nettes d'aliments du bétail de la production nationale et en comptabilisant les exportations nettes d'aliments en termes de leur équivalent de viande et lait. Cet équivalent est calculé en multipliant les exportations nettes d'aliments par la NCE mondiale moyenne. Ainsi, le rendement alimentaire corrigé ($Rendement_{alimentaire}^{corrigé}$) est une mesure de la contribution réelle d'une région dans la disponibilité alimentaire mondiale. Les rendements alimentaires apparents et corrigés ainsi que leurs autosuffisances en N associées sont calculés avec les équations 4.13 à 4.16. Les résultats obtenus pour chacune des régions du monde sont fournis dans le Tableau A4.1 en annexe.

$$Rendement_{alimentaire}^{apparent} = N_{Prod_{VL}} + N_{Prod_{PA}} - N_{AA_{total}} + N_{AA_{net-imp}} \quad (\text{eq. 4.13})$$

$$N_{autosuffisance}^{apparente} = (BNF + N_{atm}) / (BNF + N_{atm} + N_{ind} + N_{AA_{net-imp}}) \quad (\text{eq. 4.14})$$

$$Rendement_{alimentaire}^{corrigé} = N_{Prod_{VL}} + N_{Prod_{PA}} - N_{AA_{total}} - (1 - NCE) \times \text{Max}(0; N_{AA_{exp}} - N_{AA_{imp}}) \quad (\text{eq. 4.15})$$

$$N_{autosuffisance}^{corrigée} = (BNF + N_{atm}) / (BNF + N_{atm} + N_{ind}) \quad (\text{eq. 4.16})$$

Où $N_{Prod_{VL}}$ est la production régionale de cultures calculée à partir du module *Cultures* de la FAOSTAT et à l'aide des teneurs en azote (FAO, 2001; Lassaletta et al., 2014b), $N_{Prod_{PA}}$ est la production animale indigène (comme nous l'avons précisé dans le chapitre 1) à partir des données de production du module *Élevage primaire* de la FAOSTAT, N_{ind} est l'utilisation d'engrais azotés industriels disponibles dans le module *Engrais* de la FAOSTAT, $N_{AA_{total}}$ est l'alimentation du bétail totale calculée à partir des bilans alimentaires de la FAO en utilisant la méthode décrite dans la section 4.3.6.

Écart de rendements de cultures par région

Pour chaque région du monde, le rendement actuel des grandes cultures est calculé comme le rendement moyen pondéré de toutes les cultures de la *surface de grandes cultures* et s'appuie sur les données de production de la FAOSTAT en 2013 (voir les rendements par régions dans le Tableau A4.1 en annexe). Ce rendement est comparé au rendement maximum des grandes cultures en supposant une réduction complète des écarts de rendement des cultures dans chacune des régions du monde (Mueller et al., 2012). Le calcul est basé sur les écarts de rendement déjà estimés pour treize cultures principales dans *Mueller et al. (2012)*. Nous considérons également un mixte inchangé de cultures par rapport à l'année 2013 dans chacune

des régions. Pour les cultures qui ne sont pas renseignées dans l'analyse de *Mueller et al.* (2012), nous avons appliqué le même ratio d'écart de rendement que celui des cultures renseignées.

Écart de rendements alimentaires pour les régions du monde sur la frontière de productivité

Le rendement alimentaire et l'autosuffisance en N des régions du monde en 2013 sont projetés sur la frontière de productivité selon le rapport de surface (Figure 4.7). Comme nous l'avons annoncé dans la section précédente, les régions du monde sont positionnées deux fois dans la Figure 4.7 parce que la productivité régionale intègre le commerce des aliments du bétail. Pour montrer la contribution réelle de chaque région du monde dans la disponibilité alimentaire mondiale, le rendement alimentaire apparent calculé à partir des données de production nationale (cercles) est corrigé du commerce des aliments du bétail (marques diagonales) en soustrayant les importations nettes d'aliments du bétail de la production primaire nationale et en tenant compte des exportations nettes d'aliments du bétail en termes d'équivalent alimentaire. L'autosuffisance en N augmente pour les pays importateurs nets lorsque nous faisons la correction du commerce des aliments du bétail.

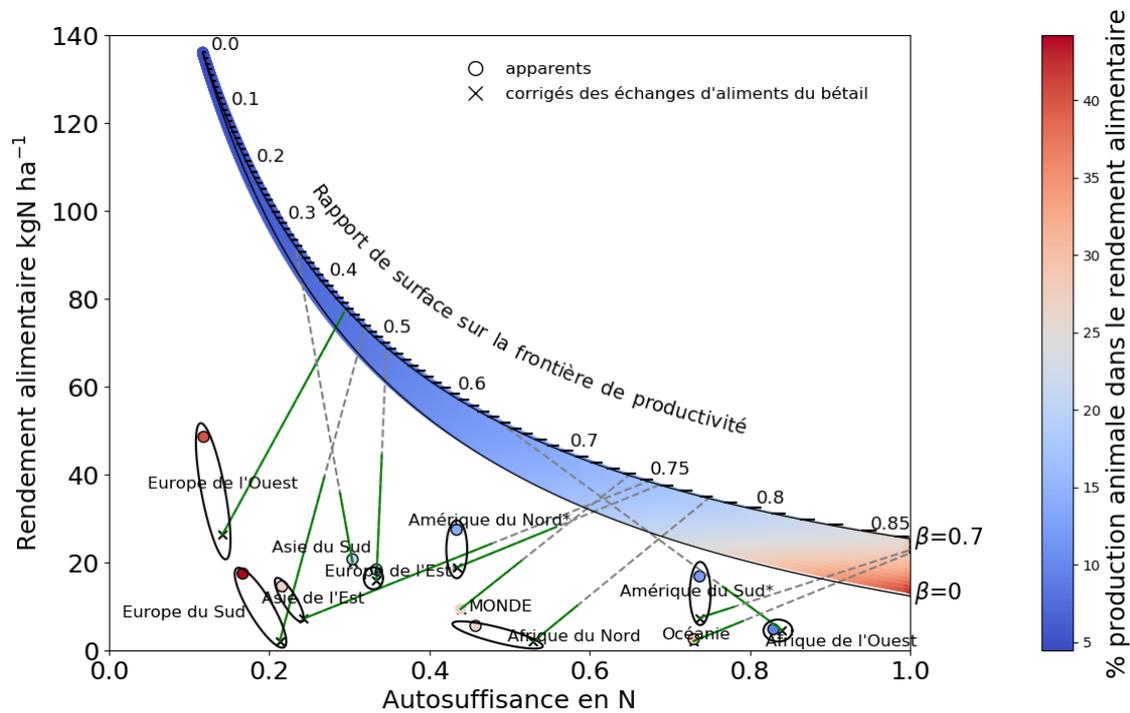
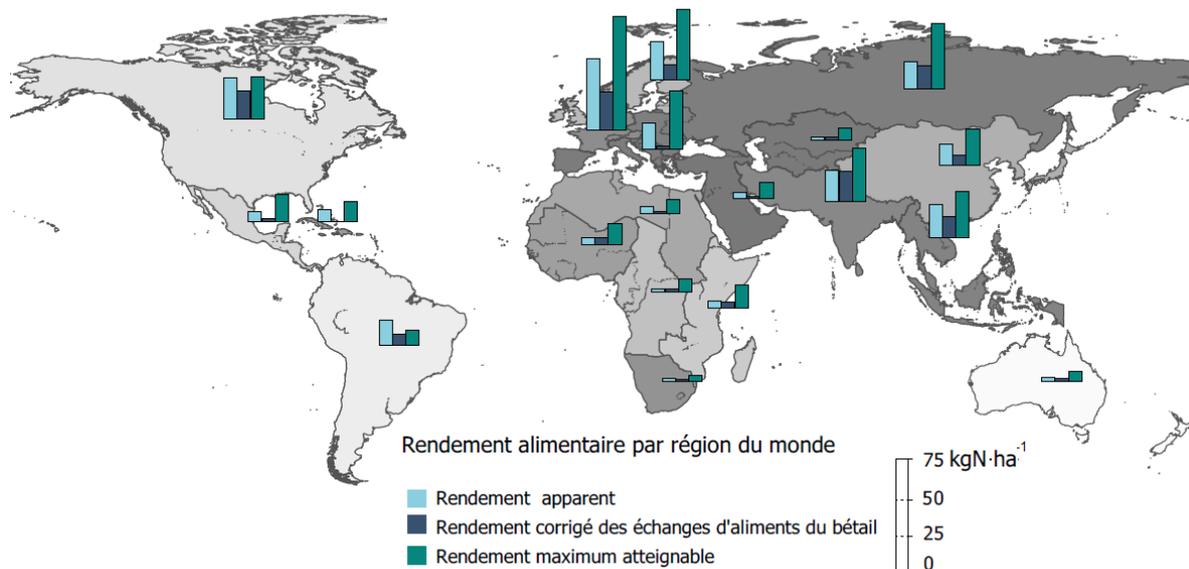


Figure 4.7 : La frontière de productivité de l'agriculture avec le positionnement des régions du monde. Les régions du monde sont projetées sur la frontière de productivité pour un taux de recyclage des effluents d'élevage (β) égal à 0,7. Les régions du monde sont indiquées à la fois en termes de rendement alimentaire apparent (cercles) et corrigé des échanges internationaux des aliments du bétail (marques croisées). Les régions exportatrices nettes

d'aliments du bétail sont marquées d'un astérisque. Les lignes vertes mettent en évidence les écarts de rendement alimentaire spécifiques à une région en intégrant l'élimination des écarts de rendement des cultures. Les écarts de rendement alimentaire peuvent être réduits en combinant la réduction des écarts de rendement des cultures et la part de grain-fourrage pour l'élevage. Sources : voir détails de modélisation dans le texte, (FAOSTAT, 2018), voir liste des pays par région dans le Tableau A4.1 en annexe.



Carte 4.3 : Rendement apparent et corrigé des échanges d'aliments du bétail comparé au rendement maximum atteignable exprimés en kgN·ha⁻¹ par région du monde pour l'année 2013. Le rendement maximum atteignable est calculé en réduisant complètement l'écart de rendement des cultures spécifique à la région et en diminuant la part de grain-fourrage à zéro. Sources : voir détails dans le texte, (FAOSTAT, 2018).

Les écarts de rendements alimentaires régionaux sont quantifiés en tenant compte des écarts de rendement des cultures spécifiques à chaque région. La Figure 4.7 souligne que le rendement alimentaire est largement inférieur aux valeurs de la frontière de productivité dans la plupart des régions du monde.

Les écarts de rendement des cultures entre les régions sont en partie incompressibles en raison des inégalités biophysiques propres à chaque région (voir Tableau A4.2 en annexe), alors que le choix de la part de grain-fourrage est entièrement un choix de société. Les rendements alimentaires maximaux spécifiques aux régions sont mis en évidence dans la Figure 4.7 sur les lignes obliques reliant chaque région à la frontière de productivité selon son rapport de surface. Ainsi, nous indiquons l'écart de rendement alimentaire qui peut être résorbé par région en réduisant les écarts de rendement des cultures spécifiques à la région et en réduisant à zéro la part de grain-fourrage. La direction des lignes en trait fin (Figure 4.7) indique le changement relatif de l'autosuffisance en N pour combler les écarts de rendement des cultures. Les régions

ayant un potentiel de r_{BNF} plus faible que celui dans la frontière de productivité (Tableau 4.1), pourraient combler les écarts de rendement alimentaire avec une autosuffisance en N inférieure à celle illustrée dans la Figure 4.7. Un étalonnage et une calibration plus précise de l'autosuffisance en azote par région du monde nécessiteraient de connaître les écarts de BNF pour chaque région (i.e. BNF maximale théorique moins BNF actuelle pour une région donnée), ce qui est absent de la littérature actuelle. Les écarts de rendements alimentaires par région du monde obtenus dans la Figure 4.7 sont également représentés géographiquement sur la Carte 4.3.

Les importations nettes d'aliments du bétail varient considérablement d'une région à l'autre et sont les plus élevées en Europe de l'Ouest (principalement en raison des importations de soja) et en Asie de l'Est (soja et maïs). Dans les deux régions, les importations nettes d'aliments du bétail représentent environ la moitié de la consommation totale d'aliments concentrés. Le rendement alimentaire réel de ces deux régions est environ la moitié du rendement apparent. En conséquence, l'Europe de l'Ouest a le potentiel de rendement alimentaire le plus élevé au monde, mais aussi le plus grand écart de rendement alimentaire. En Europe du Sud et en Afrique du Nord, le rendement alimentaire après correction du commerce des aliments du bétail est presque nul, ce qui signifie que ces régions ne contribuent pratiquement pas à la production alimentaire mondiale. En effet, les secteurs de l'élevage de ces régions consomment l'équivalent de toute leur production nette agricole. L'Amérique du Nord et l'Amérique du Sud, qui sont les plus gros exportateurs nets de produits agricoles dans le monde, exportent principalement des aliments du bétail. Nous estimons que les aliments du bétail représentent au moins 60 % des exportations agricoles nettes totales de ces régions, ce qui en réduit de moitié la contribution dans la disponibilité alimentaire mondiale.

4.5. Limites planétaires de la capacité nourricière

4.5.1 Définition des limites de production alimentaire mondiale

A l'aide du même modèle, nous construisons cinq limites de production alimentaire mondiale (appelées L1, L2, L3, L4a et L4b) en fonction de la part de grain-fourrage et des efficacités d'utilisation de l'azote dans la production végétale et animale. Trois parmi ces limites fonctionnent au N_{ind} et considèrent une réduction totale des écarts de rendement des cultures (Mueller et al., 2012) à l'échelle mondiale (L1, L2, L3). Les deux autres sont construites sans

N_{ind} et correspondent à des régimes d'agriculture biologique (L4)⁴³ et considèrent soit le taux de BNF actuel (L4a) soit un taux de BNF amélioré (L4b). Toutes les limites considèrent que la superficie agricole totale est constante et égale à celle d'aujourd'hui. L'option d'une expansion nette des surfaces agricoles sur les forêts est écartée comme non soutenable (voir la sous-section qui suit). Pour chacune des limites, le modèle est paramétré en fixant les variables à des valeurs limites considérées comme réalisables à l'échelle mondiale. Ces valeurs sont définies dans le Tableau 4.1. Elles sont inférieures à celles utilisées dans la frontière de productivité pour être réalistes en tant que moyennes à l'échelle mondiale.

⁴³ Nous appellerons L4a et L4b les limites biologiques.

Tableau 4.4 : Variables et valeurs utilisées dans les cinq limites de production alimentaire mondiale. Chacun des limites tient compte d'ajustements internes de surface (ΔS) de 100 Mha en faveur des surfaces de grandes cultures pour les limites à base de N_{ind} (L1, L2, L3) et en faveur des surfaces fixatrices dans les limites biologiques (L4a, L4b). Ces ajustements se font à surface agricole totale constante. Le rendement maximal des grandes cultures dans les limites à base de N_{ind} est basé sur Mueller et al. (2012).

Limites		L1 rendement maximum et efficacité	L2 rendement maximum et efficacité des cultures	L3 rendement maximum et efficacité totale	L4 agriculture biologique et efficacité totale	
Variables	Unité	actuelle			L4a	L4b
Rapport de surface	%	[74, 74 + ΔS]	[74, 74 + ΔS]	[74, 74 + ΔS]	[74, 74 + ΔS]	
$r_{BNF}^{fixatrice}$	kgN·ha ⁻¹	15	15	15	15	25
$r_{BNF}^{grandes\ cultures}$	kgN·ha ⁻¹	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5
N_{ind}	kgN·ha ⁻¹	flottant	flottant	flottant	0	
Rendement _{grandescultures}	kgN·ha ⁻¹	70	70	70	flottant	
NUE _{cultures}	%	38.5	70	70	70	
Part de grain-fourrage	%	[0, 70]	[0, 70]	[0, 70]	[0, 70]	
NCE	%	12.5	12.5	12.5	12.5	
Taux de recyclage des effluents d'élevage	%	24	24	70	70	

Les limites à base de N_{ind} sont construites avec un rendement maximal moyen de 70 kgN·ha⁻¹ (Tableau 4.4), qui correspond à la moyenne pondérée des rendements de cultures atteignables à l'échelle mondiale, en utilisant la méthode décrite dans la section 4.3.4. Pour ces limites, l'apport nécessaire de N_{ind} est un résultat qui est fonction du rendement des cultures, de la part de grain-fourrage et de la NUE_{tot} . Bien que l'on puisse soutenir que des cultivars⁴⁴ améliorés puissent, dans le futur, surmonter les barrières biophysiques actuelles, il est plus vraisemblable de considérer que le changement climatique aura probablement un impact négatif sur le rendement des cultures (Long et al., 2015; Rosenzweig et al., 2014).

Par ailleurs, il est à noter que le mixte mondial des cultures influe bien entendu sur la moyenne pondérée des rendements de cultures maximums atteignables. Une augmentation du poids de la

⁴⁴ Un cultivar est un type végétal résultant d'une sélection, d'une mutation ou d'une hybridation (naturelle ou provoquée) et cultivé pour ses qualités agricoles.

production céréalière (qui sont les cultures les plus productives) dans le mixte mondial aurait tendance à augmenter le rendement maximal ; en revanche, une augmentation de la production de légumes, de fruits et de noix aurait tendance à l'abaisser. D'un point de vue sanitaire, les régimes alimentaires actuels sont relativement pauvres en légumes, fruits et noix, ce qui signifie qu'une transition vers des régimes alimentaires plus sains (Willett et al., 2019) impliquerait un mixte cultural à plus faible potentiel de rendement que le mixte actuel.

Avant d'analyser les résultats obtenus dans la Figure 4.9 pour chacune des cinq limites de production alimentaire mondiale, nous précisons notre choix de surface agricole constante dans les limites et la méthodologie de calcul de la population mondiale à partir du rendement alimentaire dans les sous-sections qui suivent et le choix des taux de fixation de BNF dans les limites biologiques dans la section 4.5.2.

Surface agricole constante dans les limites

Chacune des limites de production alimentaire considère une surface agricole constante égale à celle de l'année 2013 (Tableau 4.2). Cette hypothèse repose sur une approche de soutenabilité des écosystèmes planétaires et tient compte des interactions entre utilisation des terres et biomes associés (Rockström et al., 2009). L'expansion modérée de la surface agricole au cours des dernières décennies comme illustrée dans la Figure 4.2 s'est principalement faite au détriment des écosystèmes naturels, en particulier des forêts tropicales (Foley, 2005), ayant une valeur écologique élevée. L'expansion des terres agricoles sur les forêts aurait des impacts environnementaux en termes d'émissions de gaz à effet de serre, de perte de biodiversité (Lambin et Meyfroidt, 2011), de dégradation des sols et de qualité de l'eau (Ramankutty et al., 2018; Steffen et al., 2015). Des études récentes sur des scénarios agricoles prospectifs (Conijn et al., 2018; Le Mouél et al., 2018; Muller et al., 2017) ont parfois envisagé une expansion nette de la surface agricole, avant de conclure qu'une telle expansion serait incompatible avec le respect des limites planétaires. Notre hypothèse de surface agricole constante peut même être considérée comme optimiste parce qu'elle ne tient pas compte des pertes potentielles de surface agricole dues à l'expansion urbaine (Bren d'Amour et al., 2017), au changement climatique, et à la dégradation continue des sols liée à l'intensification des pratiques de production dans de nombreuses régions du monde. Par exemple, on estime qu'environ 1,5 million d'hectares de

terres arables irriguées de manière intensive (0,1 % du total des terres cultivées) sont fortement salinisés chaque année et risquent d'être abandonnés à l'échelle mondiale (Foley, 2005).

Tout en gardant une surface agricole totale constante, nous considérons des ajustements entre surface de grandes cultures et surfaces fixatrices. Nous limitons ces ajustements à 100 Mha, soit un changement de 8 % du rapport de surface actuel mondial. Ces ajustements sont en faveur de la production totale. Ils consistent à augmenter la part des grandes cultures dans le cas des limites à base de N_{ind} (L1, L2, L3) et à augmenter la part des surfaces fixatrices dans le cas des limites biologiques (L4a, L4b). Dans les limites biologiques, pour lesquelles la quantité totale des entrées d'azote est régie par la BNF, le rendement des cultures est surtout fonction du taux de fixation (voir annexe A4.B et Figure A4.3 en annexe).

Différence entre rendement alimentaire et consommation finale

La population mondiale maximale supportable est calculée en considérant le rendement alimentaire moyen actuel par habitant, qui a augmenté au cours du temps.

Sur la base des bilans alimentaires de la FAO et du bilan azote effectué dans cette étude, le rendement alimentaire mondial moyen par habitant en 2013 est estimé à $6,10 \text{ kgN}\cdot\text{personne}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, dont $1,50 \text{ kgN}\cdot\text{personne}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour la production animale. L'approvisionnement alimentaire moyen des ménages en tenant compte des productions animales terrestres (en excluant $0,3 \text{ kgN}\cdot\text{personne}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de poissons et fruits de mer) est de $4,45 \text{ kgN}\cdot\text{personne}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (FAOSTAT, 2018). L'apport recommandé en azote est autour de 3 à $4 \text{ kgN}\cdot\text{personne}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Joint FAO/WHO/UNU, 2007). Par conséquent, le rendement alimentaire mondial moyen par habitant est presque le double de l'apport recommandé. La Figure 4.8a montre la distribution cumulative de l'approvisionnement alimentaire des ménages dans la population mondiale en 1961 et 2013, soulignant que la part de la population mondiale recevant que l'apport recommandé a considérablement diminué.

La différence d'apport d'environ $0,45\text{-}1,35 \text{ kgN}\cdot\text{personne}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ entre l'approvisionnement alimentaire des ménages et l'apport recommandé est due à la surconsommation d'une part importante de la population mondiale et au gaspillage alimentaire. Diminuer la part des déchets ménagers et pertes alimentaires impacterait de manière substantielle l'approvisionnement alimentaire mondiale. Toutefois, il est démontré que les pertes alimentaires augmentent avec le revenu (Gustavsson et al., 2011) et que, par conséquent, l'augmentation du bien-être économique dans les régions actuellement à faible revenu pourrait exacerber les pertes globales

d'azote. La Figure 4.8b montre la distribution de l'approvisionnement alimentaire par habitant et par pays selon la classification de pays établie par la Banque mondiale en fonction du revenu.

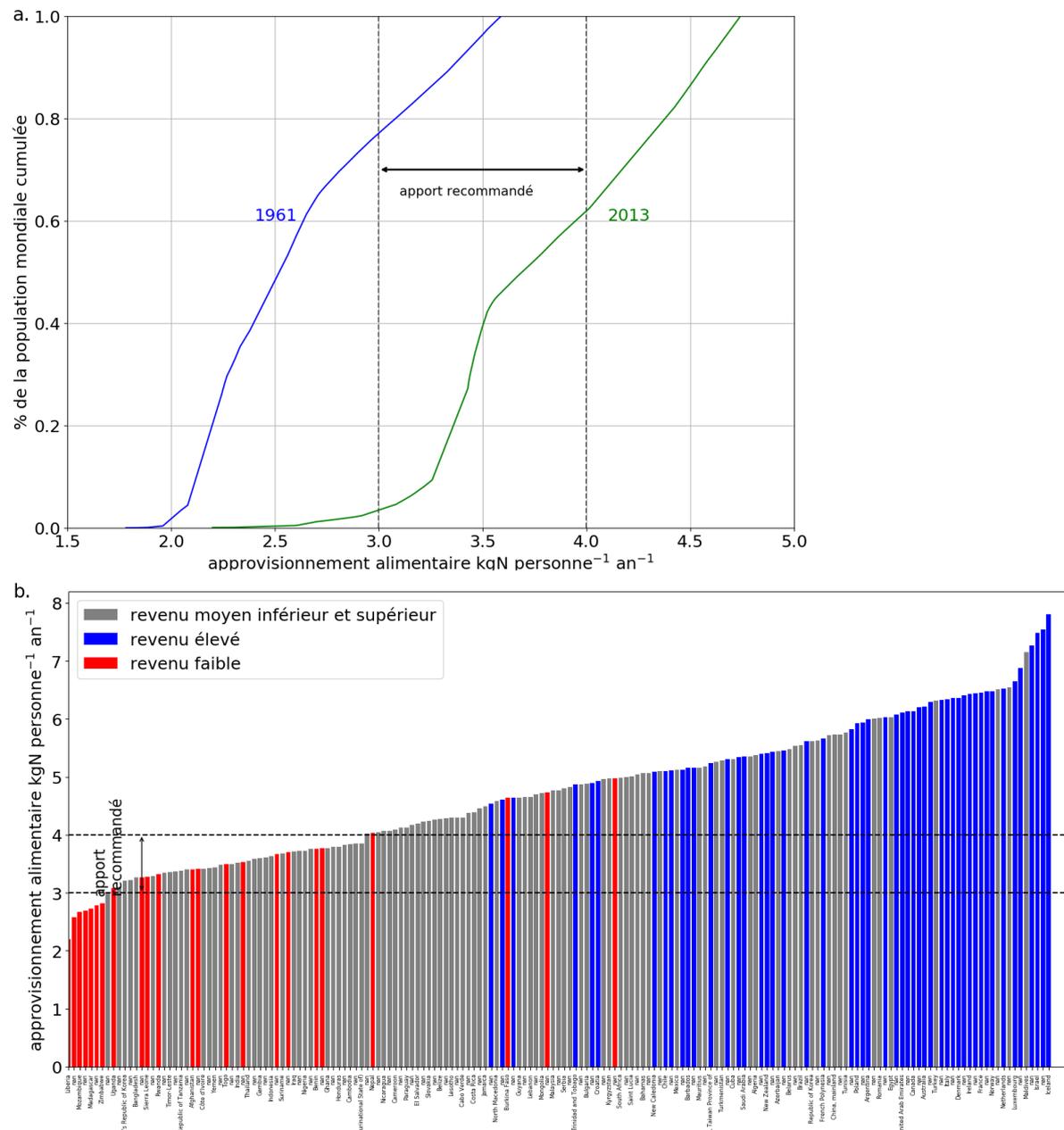


Figure 4.8 : a. Distribution de l'approvisionnement alimentaire dans la population mondiale en 1961 et 2013 b. Approvisionnement alimentaire par pays en 2013. Les pays sont regroupés en trois catégories selon la classification de la Banque mondiale en fonction de leurs revenus. La plage d'apports recommandés de protéines (représentée entre les lignes pointillées) est calculée en considérant un apport de protéine quotidien de 1g kg^{-1} de poids de la personne (0.83g étant le niveau de sécurité recommandé de consommation pour un adulte homme et femme et nous avons supposé un poids moyen d'un être humain entre 50 et 70kg). Source : (FAOSTAT, 2018).

La position des pays dans la Figure 4.8b permet de comprendre pourquoi la transition économique de pays à faible revenu vers un revenu plus élevé pourrait augmenter les pertes mondiales d'azote. En effet, la plupart des pays à revenu élevé se situent à droite dans le graphique (pertes élevées) et la plupart des pays à faible revenu se situent à gauche (pertes modestes ou non-pertes).

4.5.2 BNF dans les limites biologiques

Les deux limites biologiques (L4a et L4b) diffèrent par la valeur de $r_{\text{BNF}}^{\text{fixatrice}}$ qui détermine l'entrée totale d'azote dans le système agricole. Bien qu'il n'y ait pas de preuves manifestes de l'existence d'écart de rendement intrinsèques entre les systèmes de cultures biologiques et conventionnels pour des niveaux similaires d'apports d'azote (Anglade et al., 2015; Ponisio et al., 2014; Seufert et Ramankutty, 2017), l'azote est le principal facteur limitant des systèmes de cultures biologiques et, par conséquent, les écarts de rendement des cultures biologiques pourraient être plus difficiles à réduire (Kravchenko et al., 2017). Aujourd'hui, à l'échelle mondiale, la surface fixatrice apporte 52 TgN à l'agriculture (voir calcul de la section 4.3.2), qui est la valeur utilisée dans la limite L4a. Nous n'avons pas trouvé d'estimations du potentiel de BNF de l'agriculture à l'échelle mondiale. Néanmoins, l'un des leviers identifiés pour augmenter la BNF est de remplacer les jachères actuelles et une partie de prairies non gérées par des légumineuses fourragères et des légumineuses à graines. La révolution agricole du XIXe siècle en Europe occidentale s'est appuyée sur cette pratique (Billen et al., 2009a; Mazoyer et Roudart, 2002). À l'échelle mondiale, les jachères sont principalement situées dans les pays en développement en Asie du Sud-Est et en Afrique, et sont estimées entre 86 et 200 Mha (FAOSTAT, 2018; Lambin et al., 2013). Une plantation de toutes les surfaces estimées en jachères actuelles avec des légumineuses fourragères hautement fixatrices ($120 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$) apporterait autour de 14-18 TgN supplémentaires. En plus, si on convertissait 5 à 7 % des prairies non gérées à l'échelle mondiale par des prairies de légumineuses fourragères, la BNF augmenterait encore de 37 TgN, ce qui signifie que la BNF totale de la surface fixatrice pourrait atteindre 89 TgN. C'est cette dernière valeur qui est utilisée dans L4b et correspond à une moyenne globale $r_{\text{BNF}}^{\text{fixatrice}}$ de $25 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$.

4.5.3 Trajectoire mondiale à présent et population mondiale supportable

La Figure 4.9a montre d'une part les limites de production alimentaire mondiale et les projections de population humaine des Nations Unies (variante basse, moyenne, haute) (UNDESA, 2017) et d'autre part la trajectoire historique de la production alimentaire mondiale, les pertes d'azote et l'autosuffisance en N. Sur l'axe des abscisses (en haut de la Figure 4.9), la limite planétaire en N indique la plage des pertes admissibles d'azote provenant de l'agriculture pour ne pas dépasser la limite de soutenable planétaire définie pour l'azote. Cette plage est calculée sur la base de la plage de pollution limite de 50 à 100 TgN estimée par *Bodirsky et al.* (2014) qui tient compte de l'analyse des seuils de pollution acceptable de l'air, de l'eau et de l'atmosphère (de Vries et al., 2011). Exprimées par unité de superficie agricole totale, les pertes admissibles d'azote provenant de l'agriculture sont estimées entre 10,5 à 21 kgN · ha⁻¹ par an. Ces deux valeurs et leur moyenne définissent respectivement les limites inférieures, supérieures et moyennes de la *plage de la limite planétaire en azote* représentée sur la Figure 4.9a.

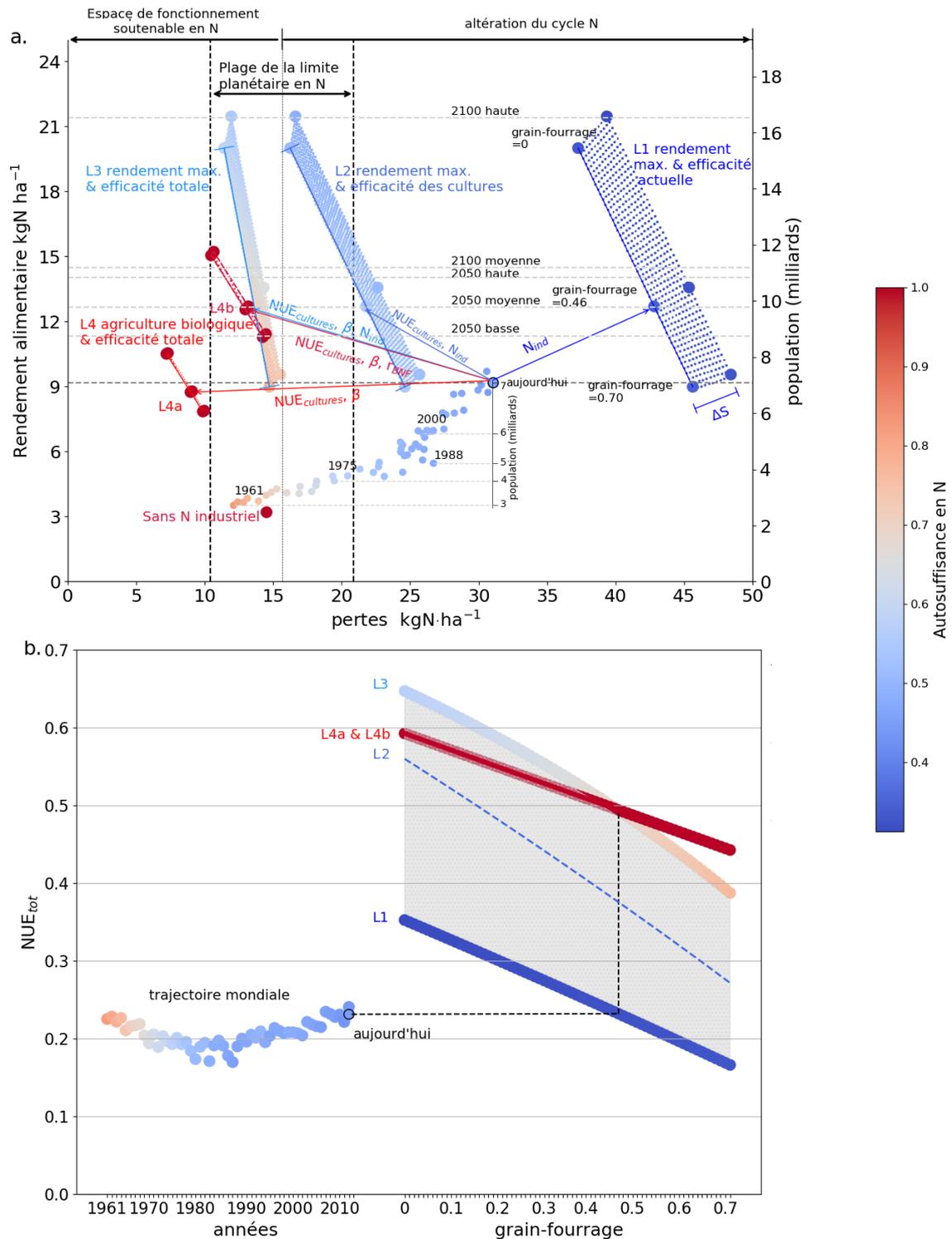


Figure 4.9 : a. Rendement alimentaire, pertes d'azote et autosuffisance en azote (code couleur) de l'agriculture à l'échelle mondiale en fonction de la part de grain-fourrage dans les cinq limites (L1, L2, L3, L4a, L4b). La trajectoire historique mondiale depuis 1961 jusqu'à 2013 et le cas hypothétique de l'agriculture actuelle sans engrais industriels sont donnés à titre de comparaison. La trajectoire historique tient compte de l'augmentation de l'approvisionnement alimentaire par habitant au cours du temps, ce qui conduit à une graduation irrégulière dans l'axe de la population (figure encadrée à l'intérieur de 3a). Toutes les limites incluent des ajustements

internes de surfaces (ΔS) de 100 Mha en faveur de la surface de grandes cultures pour les limites à base de N_{ind} ($L1$, $L2$, $L3$) et en faveur de la surface fixatrice pour les limites biologiques ($L4a$, $L4b$). Chaque niveau de rendement alimentaire (sur l'axe de gauche) est relié à un niveau de population mondiale supportable (sur l'axe de droite) en considérant l'approvisionnement alimentaire actuel par habitant. Les limites de production alimentaire mondiale mettent en perspective les populations maximums supportables avec les projections démographiques des Nations Unies pour 2050 et 2100 (variante basse, moyenne et haute). Les variables de changement sont indiquées sur les flèches qui relient le régime actuel à chaque limite (Tableau 4.4). La limite planétaire en N correspond à la plage de valeurs admissible des pertes d'azote provenant de l'agriculture pour rester dans la limite soutenable en azote selon Bodirsky et al., (2014) et de Vries et al. (2013) b. NUE_{tot} pour la trajectoire mondiale depuis 1961 et NUE_{tot} dans les limites en fonction de la part de grain-fourrage. Source : voir détails dans le texte.

La trajectoire historique mondiale est calculée à partir des données de la FAOSTAT. Depuis 1961, le rendement alimentaire a presque triplé, tandis que l'autosuffisance en N a été divisée par 2 passant de 0,82 à 0,41. Le fait que le rendement alimentaire moyen par habitant ait augmenté depuis 1961 est mis en évidence par la graduation irrégulière dans l'axe de population humaine dans l'encadré de la Figure 4.9a. Le modèle démontre qu'en 2013, les engrais industriels N_{ind} ont permis de soutenir 65 % de la population mondiale. Ce chiffre est conforme à l'estimation de 40 % faite au milieu des années 1990 par Smil (2002), compte tenu de la croissance démographique de 30 % qui s'en est suivie, et il est plus élevé que les 44 % calculés dans Erisman et al. (2008) pour 2008. La trajectoire alimentaire mondiale a franchi la limite supérieure de soutenabilité planétaire dès les années 1970.

Le rendement alimentaire, les pertes d'azote et le NUE_{tot} sont liés par cette équation : *Rendement alimentaire* = $N_{pertes} \times NUE_{tot} / (1 - NUE_{tot})$ où le terme $NUE_{tot} / (1 - NUE_{tot})$ est la pente de la trajectoire mondiale représentée sur la Figure 4.9a. Avec la NUE_{tot} actuelle, les pertes d'azote sont quatre fois plus importantes que le rendement alimentaire. La tendance mondiale est une agrégation d'améliorations parallèles de NUE_{tot} dans certains pays comme nous l'avons vu pour le cas de la France dans le chapitre 3 ou celui du Danemark dans Dalgaard et al. (2014) et d'une intensification insoutenable dans d'autres pays (Zhang et al., 2015). Les tendances futures à l'échelle mondiale dépendront dans une large mesure de la question de savoir si l'intensification durable sera atteinte ou non dès les premiers stades de modernisation dans les pays en développement. La réponse à cette question dépend en particulier de la Chine (voir la trajectoire historique de $NUE_{cultures}$ en Figure A4.2 en annexe) et de l'Inde, qui représentent ensemble 43 % de l'utilisation mondiale de N_{ind} . À titre d'exemple, une augmentation conjointe de la $NUE_{cultures}$ en Chine et en Inde, qui passerait de 30% actuellement (Lassaletta et al., 2014a) à

40%, permettrait d'augmenter la $NUE_{cultures}$ mondiale de 5%. L'objectif du gouvernement central chinois est de parvenir à une augmentation nulle de l'utilisation des engrais et des pesticides d'ici 2020 (Ju et al., 2016). Toutefois, afin d'atteindre cet objectif ambitieux, la question demeure de savoir si l'agriculture en Chine est sur le point ou non de franchir le cap de l'efficacité environnementale de l'azote.

Les cinq limites explorent les limites biophysiques de la production alimentaire, indépendamment des contraintes socio-économiques potentielles.

Les limites L1, L2 et L3 à base de N_{ind} , par construction, parviennent aux rendements alimentaires maximum atteignables mais sur une large gamme de degrés d'autosuffisance en azote. L'autosuffisance en N en l'absence d'amélioration de l'efficacité totale de l'utilisation de l'azote (NUE_{tot}) tombe sous 0.3 comparé à la valeur actuelle de 0.41. En revanche, il est intéressant de souligner que même dans le cas de la limite L3, qui suppose une NUE_{tot} maximum, l'autosuffisance en azote ne peut pas être complète et reste entre 53 et 71 % en fonction de la part de grain-fourrage. Parmi les limites biologiques qui sont autosuffisantes en N, seule la limite L4b qui nécessiterait une augmentation du taux de fixation $r_{BNF}^{fixatrices}$ des surfaces fixatrices par un facteur 1.7 par rapport au niveau actuel, parvient à s'approcher des rendements alimentaires des limites à base de N_{ind} . La Figure 4.10 renseigne sur la composition des entrées d'azote calculée derrière chacune des limites. Avec la part actuelle de grain-fourrage, la N_{ind} est de 160 TgN pour la limite L1 ce qui est environ 60 % plus élevé que la valeur d'aujourd'hui et N_{ind} est de 38 TgN pour la limite L3, ce qui est 60 % plus faible que la valeur d'aujourd'hui (Figure 4.10).

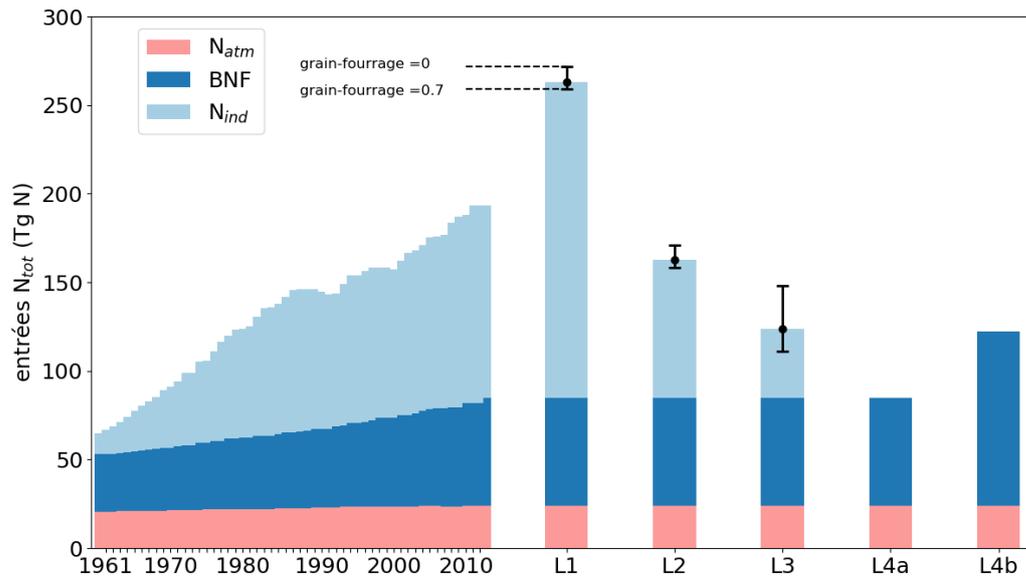


Figure 4.10 : Entrées d'azote par type de source entre 1961 et 2013 et dans les cinq limites de production alimentaire avec la part de grain-fourrage égale à 0.46 (valeur actuelle). L'impact de la part de grain-fourrage sur N_{ind} est indiqué par la barre verticale avec les cas de parts égales à 0 et 0.7. Source : (FAOSTAT, 2018) pour l'historique, cette étude pour les limites.

Nous montrons en fonction des limites et de la part de grain-fourrage, que la population humaine maximale supportable peut varier entre 6 à près de 17 milliards de personnes (Figure 4.9a sur l'axe à droite). Cette fourchette de population est une variable endogène du modèle et met en perspective les prévisions démographiques, dérivées de dynamiques internes de natalité-mortalité, avec les ressources alimentaires. Il n'y a qu'un nombre restreint d'analyses qui aient remis en question les projections démographiques humaines à la lumière des contraintes liées à la disponibilité des ressources (Meadows et al., 2009; Pimentel et al., 1999; Smil, 1994).

Nous montrons que la population humaine projetée au XXI^e siècle (variantes basse, moyenne et haute, 2050 et 2100, UNDESA, 2017) ne peut être maintenue que de manière conditionnelle indépendamment de toute considération temporelle (Figure 4.9a). Cela signifie qu'indépendamment des taux de croissance potentiels des variables qui sous-tendent la production alimentaire, il existe un risque élevé de pénuries alimentaires, à moins qu'il n'y ait une expansion nette de la superficie agricole ou une réduction de la demande individuelle. Le rendement alimentaire mondial moyen par habitant est presque le double de l'apport recommandé en azote, au point que la réduction des pertes et gaspillages est un levier majeur pour améliorer la sécurité alimentaire (voir section 4.5.1). Toutefois, nous avons souligné que l'augmentation du bien-être économique dans les pays actuellement à faible revenu est susceptible d'exacerber les pertes d'azote (section 4.5.1). Nos calculs tiennent compte de la part

moyenne mondiale actuelle des pertes du rendement alimentaire. Une réduction de ces pertes pourrait passer par une campagne de communication et d'éducation pour parvenir à une prise de conscience humanitaire à l'échelle mondiale sur les questions de sécurité alimentaire.

Nous montrons que pour toutes les limites à base de N_{ind} (L1, L2 et L3), la compétition entre alimentation animale et humaine est telle que la population humaine maximale supportable double lorsque la part de grain-fourrage passe de 70 % à 0 (Figure 4.9a). Une part de grain-fourrage à 70% correspond à la part actuelle en Europe de l'Ouest (voir Carte 4.2). La valeur moyenne mondiale est 46% (voir section 4.3.6 et Figure 4.4). Avec la part mondiale actuelle de grain-fourrage, les limites à base de N_{ind} (L1, L2, L3) soutiendraient 9,8 milliards de personnes, ce qui correspond à la variante moyenne de population à l'horizon 2050. Si la part de grain-fourrage était amenée à augmenter, ce niveau de population de 2050 ne pourrait pas être atteint. La variante basse pour 2050 d'environ 8,7 milliards de personnes est compatible avec une part de grain-fourrage allant jusqu'à 56%. La variante haute de population pour 2100 est hors de portée même dans le cas d'une suppression totale de grain-fourrage, et nécessiterait, en plus, un ajustement de surface pour 100 Mha en faveur des grandes cultures. La suppression du grain-fourrage n'est pas réaliste par rapport au régime alimentaire actuel. Elle entraînerait une baisse de la part des protéines animales de 35% à moins de 15% (Figure 4.11). Ce changement serait même déconseillé du point de vue sanitaire qui recommande 25 % de protéines animales dans l'approvisionnement alimentaire (Willett et al., 2019). La variante haute de population pour 2050 et la variante moyenne pour 2100 nécessiteraient de diminuer la part de grain-fourrage à environ 30 %. Cela permettrait de soutenir une production moyenne de protéines animales proche de la part recommandée de 25%, permettant ainsi de concilier un objectif de santé avec une prévision hautement probable de la population mondiale à la fin du siècle.

Notre estimation de N_{ind} en limite L1 (Figure 4.10) est très proche de celle de *Conijn et al.* (2018) qui estiment le N_{ind} dans le cas du scénario de 9,7 milliards de personnes avec le régime alimentaire actuel et sans amélioration de la $NUE_{cultures}$. Notre estimation de N_{ind} en L3 est supérieure à l'estimation de 27 TgN de *Bodirsky et al.* (2014) qui construisent un scénario qui nourrit 9,1 milliards d'habitants en 2050 mais en intégrant à la fois une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote, une réduction d'environ 15% des calories provenant du bétail dans les régimes alimentaires humains et une récupération de l'azote des déchets alimentaires.

Du point de vue des pertes, si nous revenons à la Figure 4.9a, la limite de production L4a est la seule limite qui s'inscrit entièrement dans l'espace de fonctionnement soutenable en

N. Les pertes d'azote en L3 et L4b sont inférieures à la valeur moyenne de la limite planétaire et s'approchent de la borne inférieure lorsque la part de grain-fourrage est nulle. Par ailleurs, la limite L2 se situe à l'intérieur de la limite planétaire tant que la part de grain-fourrage reste inférieure à 40 %. Pour la limite L1, les pertes d'azote dépassent de deux à trois fois le niveau moyen admissible, et ce, quelle que soit la part de grain-fourrage. L'un des intérêts de notre approche présentant cinq limites qui couvrent l'ensemble du spectre de fertilisation, est de montrer l'ampleur de l'espace intermédiaire entre ces cinq limites et le régime actuel et donc des combinaisons intermédiaires entre fertilisation totale, autosuffisance et NUE_{tot} .

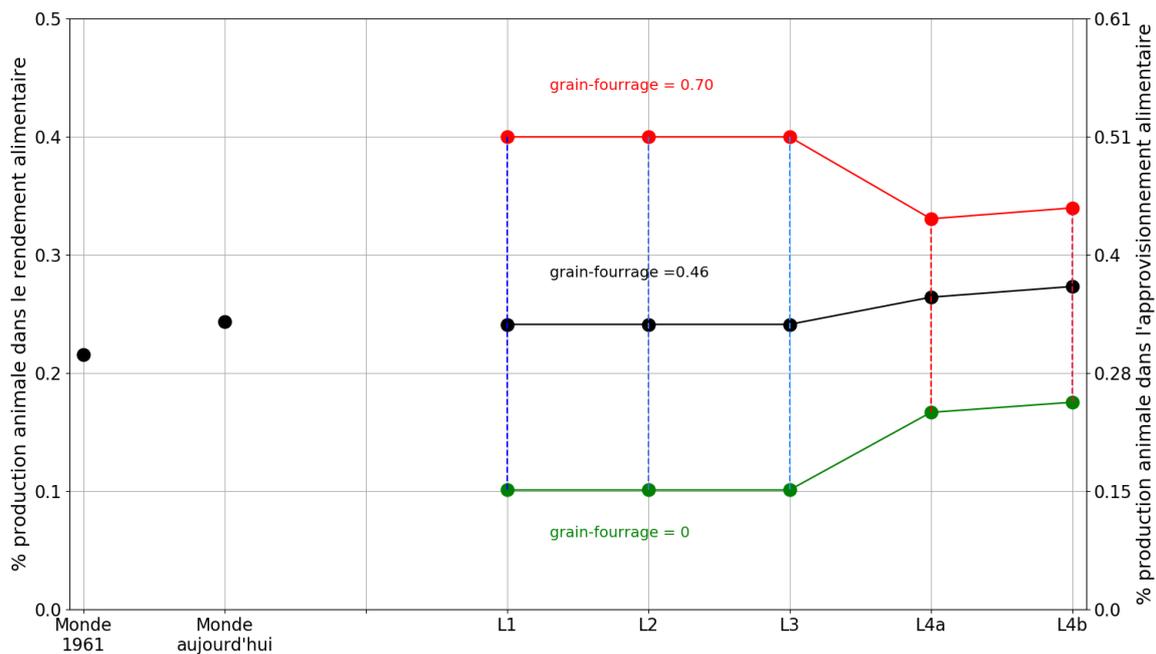


Figure 4.11 : Part de la production animale dans le rendement alimentaire (axe de gauche) et dans l'approvisionnement alimentaire (axe de droite) en 1961, 2013 et dans les cinq limites de production alimentaire (L1, L2, L3, L4a, L4b) avec la part de grain-fourrage égale à 0.46 (valeur actuelle), 0 et 0.70. Sources : voir détails de modélisation dans le texte et (FAOSTAT, 2018).

4.5.4 Discussion sur les écarts de rendement alimentaire dans les limites biologiques

Il n'y a pas de consensus dans la littérature actuelle sur la capacité nourricière de l'agriculture organique (Connor, 2018; Muller et al., 2017). La limitation en N est une question de r_{BNF}^{fixing} , de grain-fourrage et de NUE_{tot} . Contrairement aux systèmes à base de N_{ind} , le rendement alimentaire dans les systèmes biologiques est directement régi par la NUE_{tot} parce que les pertes d'azote sont difficiles, voire impossibles à compenser par un apport supplémentaire d'azote. Nous constatons que le rendement des cultures est de $41 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ pour L4a ($r_{BNF}^{fixatrice}$ actuel) et

de $58 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour L4b ($r_{\text{BNF}}^{\text{fixatrice}}$ amélioré), ce qui implique que les écarts de rendement de cultures entre les limites biologiques (L4a et L4b) et celles des limites à base de N_{ind} (L1, L2, L3) sont respectivement de 42 et 18 %. Ces deux valeurs concordent avec les rares données disponibles opposant rendements des cultures biologiques et conventionnelles dans diverses conditions de production (Seufert et Ramankutty, 2017). Les rendements plus faibles obtenus dans les limites biologiques expliquent pourquoi l'aire des écarts de population supportable (en rouge pointillé sur la Figure 4.9a) est plus étroite que celle obtenue dans les limites à base de N_{ind} . Comme le montre la frontière L4a, une augmentation de la NUE_{tot} mondiale de 24 à 50 % (Figure 4.9a et Figure 4.9b) pourrait compenser entièrement les entrées de N_{ind} utilisées par l'agriculture aujourd'hui et continuer à nourrir 6,7 milliards de personnes avec la part actuelle de grain destinée à l'élevage. Dans L4b, la combinaison de l'amélioration de NUE_{tot} et de $r_{\text{BNF}}^{\text{fixatrice}}$ pourrait répondre à la variante de population moyenne de 2050 avec 9,8 milliards de personnes avec la part actuelle de grain-fourrage. Inversement, la limite biologique (pas de N_{ind}) construite avec la part actuelle de grain-fourrage et les valeurs actuelles de $r_{\text{BNF}}^{\text{fixatrice}}$ et NUE_{tot} ne pourrait guère nourrir plus 3 milliards de personnes (Figure 4.9a en bas à gauche).

4.5.5 Effet de la part de grain-fourrage sur la NUE_{tot}

La pente dans chacune des limites de la Figure 4.9a représente le rapport entre le rendement alimentaire et les pertes d'azote et met en évidence l'effet de la part de grain-fourrage sur la NUE_{tot} . De manière logique, la NUE_{tot} diminue avec la part de grain-fourrage mais il est intéressant de remarquer que plus le niveau absolu des pertes d'azote est faible, et plus la diminution relative de la NUE_{tot} est importante (Figure 4.9b). Ceci explique pourquoi la diminution de la NUE_{tot} est la plus forte pour L3, la plus faible pour L1 et entre les deux pour L2. Par conséquent, la réduction de la part de grain-fourrage dans des pays où la $\text{NUE}_{\text{cultures}}$ est relativement élevée entraînerait une augmentation plus importante de NUE_{tot} que dans les pays où la $\text{NUE}_{\text{cultures}}$ est faible (Figure 4.12a). De manière similaire, la Figure 4.12b montre que pour un niveau donné de $\text{NUE}_{\text{cultures}}$, plus le taux de recyclage des effluents d'élevage est élevé, plus l'impact de la part de grain-fourrage sur NUE_{tot} est faible. La comparaison entre la NUE_{tot} dans les limites et la trajectoire mondiale (Figure 4.9b) révèle que le maximum potentiel de NUE_{tot} est deux fois plus élevé que la valeur actuelle.

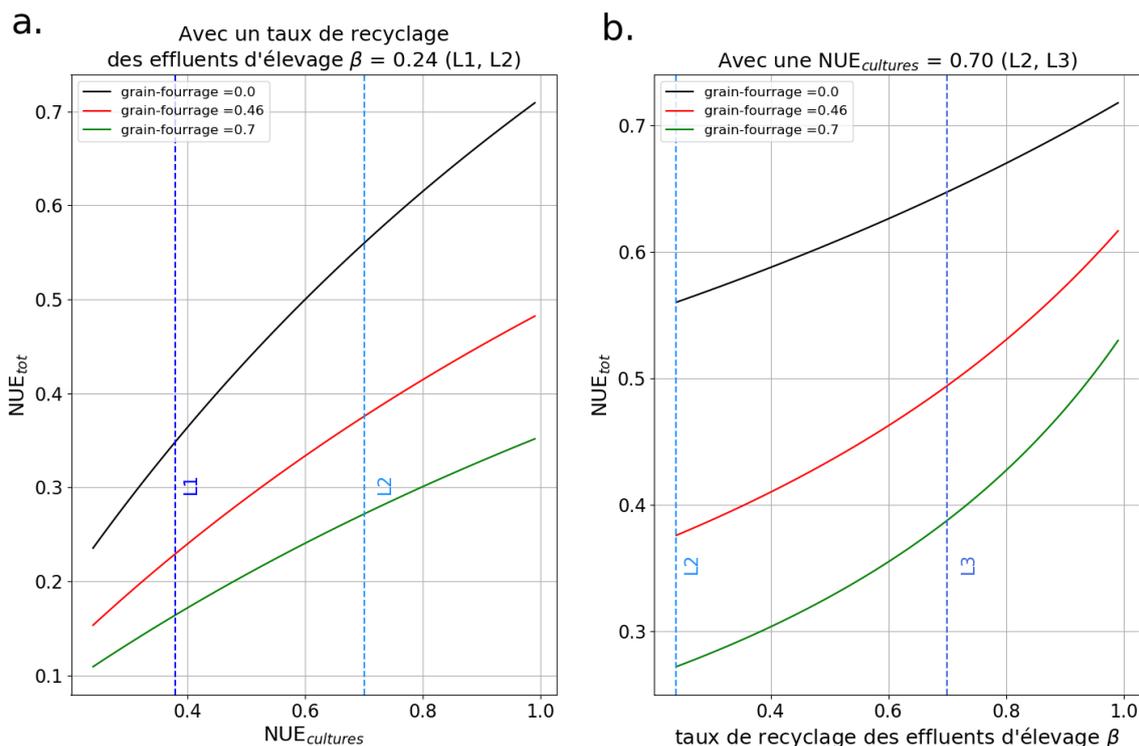


Figure 4.12 : NUE_{tot} en fonction de $NUE_{cultures}$, du taux de recyclage des effluents d'élevage (β) et de la part de grain-fourrage. a. NUE_{tot} en fonction de $NUE_{cultures}$ avec β constant égal à 0.24 qui est la valeur actuelle (L1, L2) b. NUE_{tot} en fonction de β avec $NUE_{cultures}$ constante égale à 0.70 (L2, L3). Dans les deux figures a et b, NUE_{tot} est calculée avec la part de grain-fourrage égale à 0.46 (valeur actuelle), 0 et 0.70. Source : cette étude.

4.5.6 Les taux de croissance requis pour atteindre les objectifs à temps

Les cinq limites visent à fournir des points finaux (limites dures) pour les rendements alimentaires et les pertes d'azote. Elles n'entendent pas spéculer sur les trajectoires possibles pour parvenir à ces limites. Pourtant, les taux de croissance de production et de gains d'efficacité deviennent critiques quand il s'agit de relever des objectifs fixés dans un horizon de temps déterminé. Des points de basculement potentiellement désastreux pour la biosphère peuvent se cacher derrière la perturbation prolongée du cycle global de l'azote. Mais comme ces éventuels points de basculement dépendent de rétroactions de systèmes complexes jusqu'ici largement inconnues, aucun échéancier sur la soutenabilité en azote n'est disponible dans la littérature. En revanche, le lien temporel entre le rendement et la demande alimentaire est plus facile à percevoir et se présente comme le piège malthusien. Comme la variante moyenne de la prévision de la population des Nations Unies pour 2050 traverse les limites de production alimentaire (L1, L2, L3, L4b) avec la part actuelle de grain-fourrage, nous pouvons considérer

qu'atteindre cet objectif-cible interpellera nécessairement le calendrier politique des instances internationales. La Figure 4.13 présente ainsi les taux de croissance requis en termes de gains de production et d'efficacité à l'échelle mondiale (voir le détail des calculs sous-jacents à cette figure en annexe dans le Tableau A4.3) pour atteindre les limites L3 et L4b d'ici 2050. Les taux de croissance calculés sont mis en perspective avec les données historiques disponibles au cours des dernières décennies pour certains pays, en particulier la Chine en tant que premier producteur mondial de cultures et les cinq pays les plus performant du point de vue des rendements et de l'efficacité d'utilisation de l'azote, ainsi que le monde (FAOSTAT, 2018).

Il n'est pas surprenant de constater que le défi le plus difficile à surmonter se situera dans l'augmentation synchrone du rendement des grandes cultures et de la $NUE_{cultures}$, que seuls les cinq pays cités (voir aussi section 4.3.4) ont réussi à atteindre au cours des 30 dernières années (Figure 4.13 et voir Figure A4.1 en annexe). Considérés isolément, les rendements moyens des grandes cultures ont augmenté au cours des dernières décennies (2002-2011) à un rythme de croissance supérieure à celui nécessaire pour répondre à la demande alimentaire d'ici 2050 (FAO, 2017). Cependant, au cours de cette même période, la $NUE_{cultures}$ a globalement légèrement diminué (Lassaletta et al., 2014a). De même, le taux de croissance requis pour la NCE mondiale est du même ordre de grandeur que celui observé depuis les années 1950 (Bouwman et al., 2013), mais il devrait désormais s'appuyer sur des systèmes d'élevage couplés aux systèmes de culture pour limiter les pertes d'azote des effluents d'élevage. Mais c'est la tendance inverse qui est à craindre, c'est-à-dire la perte massive d'azote provenant des effluents de systèmes d'élevages découplés des systèmes de cultures. En effet, jusqu'à présent, l'augmentation des NCE au cours du XXe siècle s'est accompagnée de pertes environnementales pour privilégier les logiques d'économies d'échelle au sein des systèmes d'élevage.

Du point de vue de la comparaison entre les taux d'augmentation nécessaires et les taux historiques dans la Figure 4.13, il convient de noter que les taux historiques concernent des systèmes basés sur du N_{ind} . La comparaison avec les systèmes de culture biologiques (dans L4b) doit être faite avec prudence. Aujourd'hui, le secteur de l'agriculture biologique est très dynamique avec un taux de croissance des surfaces converties en agriculture biologique approchant les 20% par an entre 2016 et 2017. Cependant, la superficie actuelle d'environ 70 millions d'hectares consacrée à l'agriculture biologique dans le monde (FibL, 2019) est infime par rapport aux 4,7 milliards d'hectares de surface agricole totale mondiale. Il n'est pas certain

qu'une telle expansion soit possible et non plus facile d'estimer le rythme ni le coût nécessaire pour y parvenir. Mais même si c'était le cas, l'agriculture biologique d'aujourd'hui implique des pratiques et un cahier des charges⁴⁵ qui ne correspondent pas aux spécifications de la limite L4b, ce qui signifie qu'aucune extrapolation vers L4b ne peut s'appuyer sur la croissance actuelle des surfaces en conversion biologique ni sur les tendances historiques globales. Premièrement, une part considérable de l'apport total d'azote dans les systèmes biologiques actuels provient des systèmes conventionnels (Nowak et al., 2013), ce qui enfreint la contrainte de l'autosuffisance en azote. Deuxièmement, le rendement et la NUE_{tot} sont bien inférieurs aux exigences de L4b (Ponisio et al., 2014; Seufert et Ramankutty, 2017). Troisièmement, le taux de fixation $r_{BNF}^{fixatrice}$ est en retard par rapport à la valeur requise pour L4b, même si des taux de croissance remarquables ont pu être observés dans le passé. En effet, la Figure 4.13 reprend d'une part le taux de croissance $r_{BNF}^{fixatrice}$ calculé pour le monde à partir des résultats de *Galloway et al.* (2004) entre 1950 et 2000 et d'autre part le taux de croissance reconstruit pour le cas de la France après la Seconde Guerre mondiale (chapitre 2). Néanmoins, le fait que l'agriculture biologique soit structurellement limitée par l'azote oblige finalement à une synergie entre les objectifs de sécurité alimentaire et ceux de réduction des pertes d'azote, constituant ainsi une incitation commune à améliorer la NUE_{tot} .

⁴⁵ Chaque région ou pays du monde a son propre cahier des charges du mode de production biologique. Par exemple, (EU, 2008) pour l'Union Européenne, (BioSuisse, 2019) et (CARTV, 2019) pour le Canada.

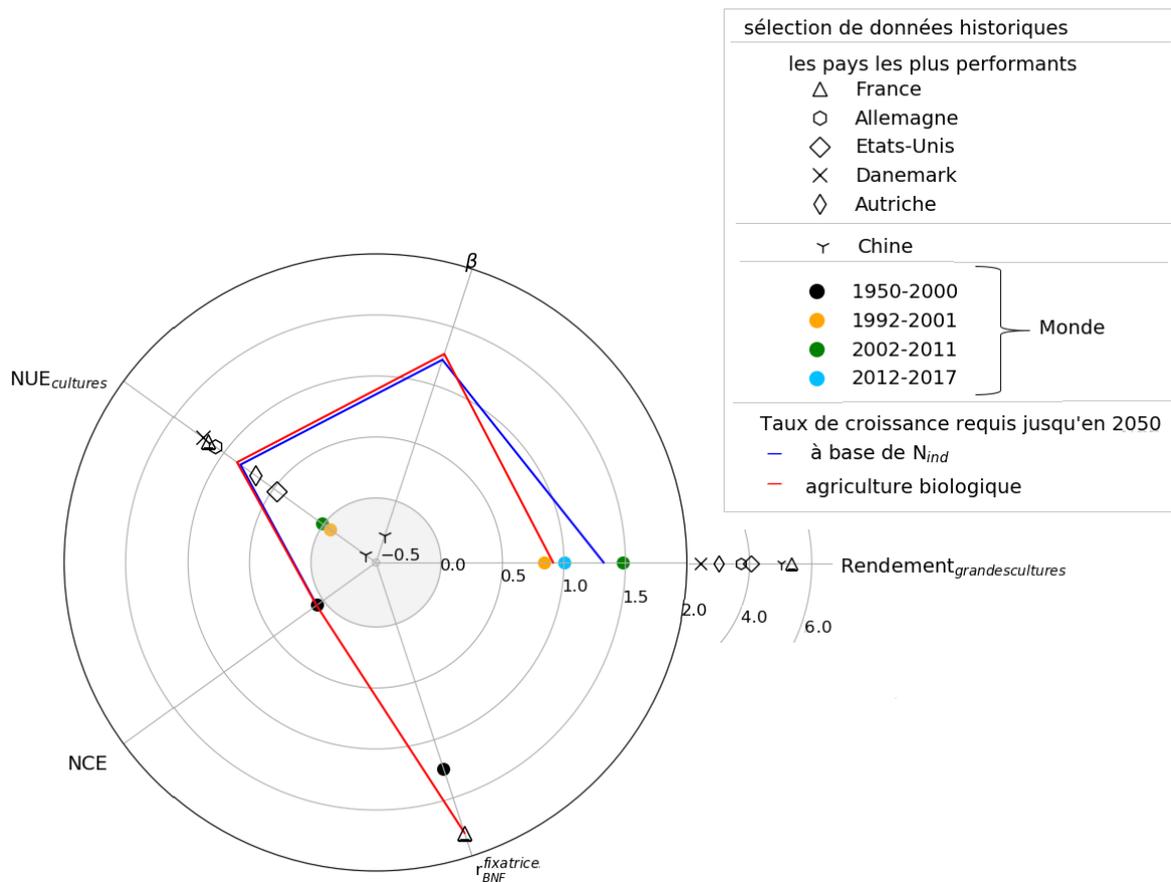
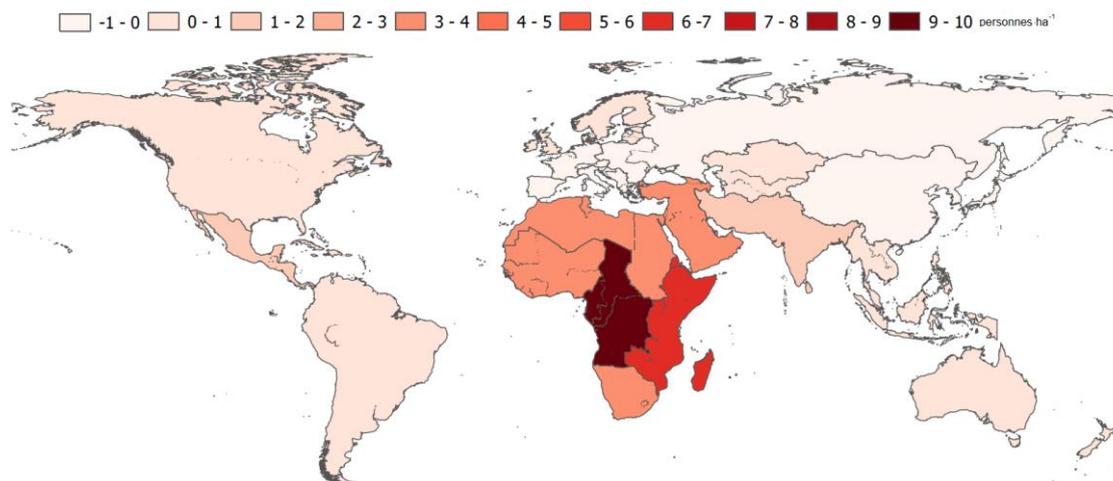


Figure 4.13 : Taux de croissance annuels moyens (%-an⁻¹) requis des variables structurantes de l'agriculture pour atteindre des objectifs de production alimentaire maximale et de soutenabilité en azote d'ici 2050 avec la part actuelle de grain-fourrage (L3 et L4b). Les taux sont calculés avec 2013 comme l'année de référence. Les taux de croissance requis sont comparés à une sélection de données historiques disponibles aux échelles nationales et mondiales au cours des dernières décennies. Les taux à l'échelle nationale sont calculés entre 1961-2017 pour $NUE_{cultures}$, 1980-2000 pour le taux de recyclage des effluents d'élevage (β) et au lendemain de la Seconde Guerre mondiale pour $r_{BNF}^{fixatrice}$. La zone grise indique des taux de croissance négatifs. Sources : le calcul des taux de croissance est détaillé dans le Tableau A4.3 en annexe.

Dans l'ensemble, les objectifs de production alimentaire semblent être plus tangibles et atteignables que les objectifs de soutenabilité en azote. La trajectoire mondiale semble pour le moment, malheureusement, se diriger vers la limite L1 (Figure 4.9a). Ceci est cohérent avec le fait qu'avec la part actuelle de grain-fourrage, atteindre L1 d'ici 2050 nécessiterait un taux de croissance de la consommation de N_{ind} égal au taux observé depuis 2000 (Figure 4.3). Bien entendu, le défi est inégal d'un pays à l'autre et la sécurité alimentaire dans le monde dépendra en grande partie du commerce international (Dupas et al., 2019)(voir Carte 4.4 pour l'augmentation de la population attendue par région du monde d'ici 2050). Par exemple, dans

plusieurs régions du monde, nous nous attendons à ce que la demande alimentaire dépasse la production alimentaire, même si les écarts de rendement des cultures arrivent à être complètement réduits. L'Afrique subsaharienne est probablement le cas le plus critique avec une croissance démographique projetée d'un facteur 2,5 d'ici 2050 (UNDESA, 2017) contre un écart de rendement des cultures de 2,2 (Mueller et al., 2012). Concilier la limite de production alimentaire et la limite planétaire en N nécessiterait un revirement à l'échelle mondiale pour augmenter le rendement alimentaire moyen de 50 % tout en triplant à la fois la $NUE_{cultures}$ et le taux moyen de recyclage des effluents d'élevage, pour obtenir une NUE_{tot} de 50 % contre 24 % actuellement. Ce changement doit être accompagné de politiques agro-environnementales très restrictives à l'appui d'une mise en œuvre rapide à grande échelle de meilleures pratiques aussi bien dans les systèmes de cultures que dans ceux de l'élevage. Les actions en faveur de l'amélioration de la NUE_{tot} seront de plus en plus pressantes à mesure que la population humaine augmente, car les pertes d'azote sont toujours corrélées au rendement alimentaire.

Augmentation prévue entre 2017 et 2050 du nombre de personnes par ha de surface de grandes cultures par région du monde



Carte 4.4 : Augmentation prévue entre 2017 et 2050 du nombre de personnes par surface de grandes cultures et par région du monde (exprimé en personnes·ha⁻¹). L'estimation des populations pour l'année 2050 correspond à la variante moyenne des prévisions démographiques par région du monde des Nations Unies. L'Afrique centrale indique une valeur de 9 personnes en plus par ha (augmentation de 135%) d'ici 2050. Les valeurs négatives pour l'Europe de l'Est et le Sud de l'Europe indiquent une baisse de la population prévue. Sources : (FAOSTAT, 2018; United Nations et al., 2019a).

4.6. Conclusion

Nous avons construit un premier module de modélisation de la capacité nourricière de l'agriculture en examinant les flux d'azote. Le second module qui intégrerait le fonctionnement énergétique du métabolisme agricole n'a pas été entrepris. À partir d'un état des lieux des variables structurantes du modèle, effectué aux échelles régionales et mondiales, nous avons construit une frontière de productivité de l'agriculture qui permet de relier rendement alimentaire, autosuffisance en azote et rapport de surface. Cette frontière théorique met en perspective les déterminants des écarts de productivité et d'autosuffisance en azote selon les différentes régions du monde. Cette approche originale permet de rendre compte en particulier de l'impact du rapport de surface, du commerce des aliments du bétail et de la part de grain-fourrage sur le métabolisme agricole. À l'échelle mondiale, nous avons caractérisé les limites de la capacité nourricière aussi bien pour des régimes de fertilisation à base d'engrais industriels que pour des régimes d'agriculture biologique. L'analyse des limites démontre que très peu d'options permettent d'atteindre une production alimentaire maximale tout en respectant les limites de soutenabilité planétaire. L'analyse de la trajectoire mondiale montre que, sans changement de pratiques agricoles et des choix de consommation, le système agricole mondial se dirige vers un point de fonctionnement qui entraînerait un doublement des pertes d'azote par rapport à aujourd'hui et un triplement de la distance par rapport à la limite de soutenabilité planétaire. Enfin, en mettant en perspective les taux de croissance requis pour relever le défi de parvenir d'ici 2050 à une agriculture mondiale qui respecte à la fois les critères de sécurité alimentaire et la limite de soutenabilité planétaire, nous concluons qu'il est urgent d'accélérer le transfert et la mise en œuvre des meilleures pratiques de gestion vers les systèmes agricoles à faibles efficacités d'utilisation de l'azote.

Conclusion générale et perspectives

Dans le cadre de cette thèse, nous avons analysé le métabolisme des systèmes agricoles de manière à mettre en évidence les principaux déterminants de la capacité nourricière de l'agriculture en modélisant les flux d'énergie et d'azote impliqués dans la production. Ici, nous apportons des éléments de réflexion et quelques perspectives de travail.

Notre travail propose un cadre original d'analyse des transitions des systèmes agricoles qui était largement absent de la littérature. Nous avons mis en œuvre une approche système pour l'analyse du métabolisme agricole fondée sur le choix d'un périmètre pertinent permettant de suivre et caractériser les transitions liées aux changements sociotechniques connus par l'agriculture. Les jeux de variables et les indicateurs mobilisés pour caractériser les transitions sont construits de telle sorte qu'ils peuvent être généralisés à d'autres échelles spatio-temporelles et servir d'outils de comparaison entre systèmes. Le cadre méthodologique couple l'analyse des flux d'énergie et d'azote permettant d'une part de quantifier l'impact de l'apport d'énergies de source externe dans l'augmentation du surplus agricole et d'autre part d'établir le lien entre l'efficacité d'utilisation d'azote et le retour sur investissement énergétique. Nous avons revisité cette notion de retour sur investissement énergétique en introduisant la notion de neutralité énergétique pour rendre compte de la viabilité énergétique de l'agriculture dans le cadre de la transition motivée par le changement climatique et la raréfaction des énergies fossiles. En effet, aujourd'hui, le défi de l'agriculture est de contribuer à la transition énergétique sans empiéter sur sa production alimentaire. La neutralité énergétique n'est pas synonyme d'autosuffisance, mais constitue une condition nécessaire et suffisante pour que l'agriculture soit une source nette d'énergie pour la société.

À une échelle donnée, le rendement des cultures est loin d'être le seul facteur déterminant de la capacité nourricière bien qu'il soit typiquement utilisé comme marqueur de progrès vers la sécurité alimentaire. Le rapport de surface qui est une variable biophysique distinctive des systèmes est un facteur aussi déterminant du rendement alimentaire de même qu'il conditionne largement le régime de fertilisation. Dans l'approche système proposée et dans un contexte de neutralité énergétique, nous avons identifié, en tout, six variables principales qui sont déterminantes de la capacité nourricière de l'agriculture : le rapport de surface, la part de grain-

fourrage, l'efficacité d'utilisation de l'azote, l'efficacité de traction, la valorisation des résidus agricoles et les pertes alimentaires dans la chaîne de distribution et au niveau des ménages. Excepté le rapport de surface, toutes les autres variables sont des leviers possibles pour réduire la dissipation du métabolisme agricole et donc maximiser la production au détriment des pertes. Sans contraintes dans l'approvisionnement énergétique de l'agriculture, la détérioration de l'efficacité du système à travers la dégradation de l'efficacité d'utilisation de l'azote, la réduction de l'efficacité de traction ou l'augmentation du travail mécanique inutile au champ se traduisent par une augmentation des émissions de gaz à effet de serre et des pertes d'azote mais n'impactent pas la production agricole. En revanche, comme nous le montrons, dans le cadre d'une agriculture contrainte énergétiquement, soit parce qu'elle est autosuffisante, soit parce qu'elle se donne un objectif de neutralité énergétique, toute baisse ou hausse d'efficacité se traduit automatiquement par une réduction ou augmentation du surplus agricole.

La perspective historique proposée appliquée au cas de la France, comme exemple témoin du modèle d'agriculture moderne, a mis en évidence la compétition entre la production de surplus agricole et l'autosuffisance énergétique. Au cours de la période étudiée de plus de 130 ans, les transitions agricoles ont permis à la France de multiplier par quatre sa production de surplus agricole des fermes et de réduire presque à zéro son autonomie énergétique. La complémentarité des analyses de flux d'énergie et d'azote a permis de caractériser les temporalités des transitions et démontrer comment les deux s'imbriquaient. Les gains en termes de retour sur investissement énergétique de l'agriculture française depuis les années 1980 sont directement liés à une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote qui est passée de 25 % en 1980 à 50 % aujourd'hui. Nous avons pu également démontrer à l'aide de scénarios prospectifs que l'agriculture française ne peut maintenir son surplus agricole et parvenir à la neutralité énergétique qu'à la seule condition d'une réduction pratiquement à zéro de la part de grain destinée à l'alimentation du bétail accompagnée d'une valorisation très élevée des résidus agricoles.

L'exemple de l'agriculture en France illustre la dépendance forte aux énergies fossiles des systèmes agricoles modernes. Ce régime de fonctionnement permet de maintenir un surplus agricole élevé pour le reste de la société, mais cache une vulnérabilité structurelle de l'agriculture à de potentiels chocs pétroliers qui se traduiraient par une envolée des prix ou des pénuries dans l'approvisionnement en combustibles fossiles. Certaines analyses optimistes

misent sur des voies d'électrification du système agricole pour réduire la dépendance aux énergies fossiles mais souvent occultent la difficulté voire l'impossibilité d'électrifier les consommations majeures de l'agriculture : les travaux au champ ou la fabrication d'engrais industriels à grande échelle posent de réelles difficultés d'électrification.

L'analyse de l'agriculture française a également permis de mettre en évidence le poids du secteur de l'élevage dans le bilan énergétique. Ce secteur repose aujourd'hui pour moitié sur des ressources agricoles en compétition directe avec l'alimentation humaine et est dépendant de l'importation de tourteaux de l'étranger. À l'échelle mondiale, la prépondérance du commerce international dans la filière animale est telle que les échanges commerciaux entre régions du monde s'inscrivent au premier plan de certains enjeux géoéconomiques comme le démontrent les discussions récentes d'accords entre l'Union Européenne et le Mercosur (Brésil, Argentine, Paraguay, Uruguay) ou les guerres commerciales entre les États-Unis et la Chine. Le politique pourrait s'emparer de ces opportunités de discussions pour remettre en cause l'élevage intensif dépendants d'importations de fourrage et qui participe à la dissipation énergétique du système et à l'ouverture du cycle de l'azote.

Deux réflexions possibles émergent pour le prolongement de l'analyse de la consommation d'énergie de l'agriculture. La première réflexion porte sur les possibilités de réduction de la consommation d'énergie. Les efforts de modélisation doivent se concentrer sur la réduction de l'utilisation des engrais et l'utilisation de carburant dans les machines agricoles. Le premier poste est lié à l'efficacité totale d'utilisation de l'azote, qui est relativement élevée à 50% en France contrairement à l'échelle mondiale estimée à 22%. Alors que les analyses sur les techniques d'amélioration de l'efficacité d'utilisation d'azote dans les cultures sont nombreuses, relativement peu de travaux se concentrent sur les moyens concrets d'augmenter l'efficacité au niveau des systèmes complets incluant cultures et élevage. Des telles approches sont nécessaires pour évaluer et modéliser les marges de manœuvre intégrant une reconfiguration spatiale entre des exploitants céréaliers et éleveurs à l'échelle d'un territoire par exemple. Le deuxième poste est lié à la quantité de travail nécessaire dans le labour et autres travaux au champ. Peu d'analyses relient les techniques de labour et le rendement des cultures, du point de vue énergétique. Une piste d'analyse pourrait s'appuyer sur un travail expérimental ou sur la base d'une méta-analyse à l'échelle d'exploitations agricoles ou de filières agricoles.

Il s'agirait d'examiner le bon compromis entre économie d'énergie fossile pour le labour et les rendements agricoles pour différentes techniques culturales (simplifié, sans labour, semi-direct) prônant différentes profondeurs du travail du sol. Par exemple, il serait intéressant de déterminer si la réduction du travail de labour au sol n'implique pas d'autres coûts énergétiques cachés, comme par exemple l'énergie grise associée à plus d'herbicides. Cette analyse s'inscrirait ainsi dans un cadre de recherche interdisciplinaire afin de privilégier également l'échange de stratégies énergétiques qui émaneraient aussi des agriculteurs (Cohen et Duqué, 2001), et enrichirait les travaux de cette thèse.

La seconde réflexion qui paraît intéressante à poursuivre, est d'intégrer l'impact du changement climatique dans la modélisation du métabolisme agricole. Dans notre analyse, nous avons pu déceler que certains événements climatiques récents avaient beaucoup réduit la production des prairies et des grandes cultures. Un travail fin de corrélation entre les phénomènes climatiques et la production agricole pourrait également s'appuyer sur les données météorologiques qui sont disponibles à une échelle relativement grossière mais sur un temps long dans les statistiques. L'autre versant de l'analyse pourrait examiner l'impact d'événements climatiques sur les consommations directes d'énergie. Cette analyse nécessiterait d'analyser les écarts de consommation d'énergie lors d'un aléa climatique comme celui des années 2003, 2016 et 2019 (par exemple dans les bâtiments d'élevage ou les systèmes d'irrigation) à l'échelle d'une région ou d'une filière agricole.

Nous rappelons que la problématique de l'impact environnemental de l'agriculture a été traitée à l'échelle mondiale en caractérisant le métabolisme agricole, sans tenir compte du mode de fonctionnement énergétique de l'agriculture, mais uniquement en modélisant la capacité nourricière et les pertes d'azote en fonction de l'autosuffisance en azote. Cette approche permet d'identifier, à l'échelle régionale, les possibilités et les limites des productions agricoles en fonction du régime de fertilisation, de la part de grain destiné à l'élevage et la dépendance au commerce d'aliments du bétail. Cette approche permet d'enrichir le concept existant d'écart de rendement agricole avec celui proposé d'écart de *rendement alimentaire* qui intègre la production animale et le rapport des surfaces. Cette approche démontre par exemple, contrairement au discours dominant, que le choix du régime alimentaire végétalien comme moyen de renforcer la sécurité alimentaire n'est pas compatible avec des systèmes agricoles qui

fonctionneraient sans engrais azotés industriels. Toujours dans l'approche par l'azote, nous avons proposé un cadre d'analyse des limites de capacité nourricière qui permet de discuter les conditions nécessaires pour parvenir à la fois aux projections démographiques officielles pour le XXI^e siècle et se situer à l'intérieur de l'espace planétaire soutenable en azote. La problématique des pollutions environnementales associée aux pertes d'azote de l'agriculture est très peu présente dans l'enseignement scolaire ou universitaire, dans les médias et dans la société de manière générale. Pourtant, nous montrons dans notre analyse qu'un scénario tendanciel de la trajectoire actuelle exacerberait la position du système agricole mondiale dans un régime non soutenable et très dangereux pour les équilibres écosystémiques. En effet, nous estimons que sans changement de pratiques agricoles à l'horizon 2050, les pertes d'azote seraient 3 fois plus élevées que la limite planétaire soutenable. Les conséquences sur la santé humaine et les risques environnementaux sont tels qu'il est impératif et urgent d'inscrire la nécessité d'améliorer la gestion de l'efficacité d'utilisation de l'azote et le transfert accéléré des meilleures pratiques dans les politiques d'aide au développement aussi bien dans les pays du Nord et du Sud. À l'échelle européenne, nous pouvons espérer que la directive récente de décembre 2016 (EU, 2016b) qui fixe des objectifs de réduction des émissions de l'ensemble des polluants dont les émissions d'ammoniac aux échéances 2020 et 2030 par rapport à l'année 2005, s'accompagne de moyens humains et économiques pour suivre et adapter de manière pérenne les pratiques agricoles et les choix de consommation.

Nous citons ici trois pistes qui nous paraissent critiques pour poursuivre ce travail à l'échelle mondiale. La première piste serait de coupler nos résultats avec une approche de modélisation de la théorie des réseaux (Barabási et Albert, 1999) et nécessiterait d'affiner notre analyse à l'échelle nationale. Notre travail souligne que de nombreuses régions du monde devront de plus en plus s'appuyer sur le commerce international des denrées alimentaires pour assurer leur sécurité alimentaire. Des travaux récents ont appliqué la théorie des réseaux pour analyser la structure actuelle du réseau associé au commerce international des denrées alimentaires et son évolution depuis 1961 (Dupas et al., 2019). Il serait intéressant de coupler la projection des besoins alimentaires avec une analyse des structures de réseau qui sont davantage marquées aujourd'hui par des déterminants économiques et géopolitiques.

La seconde piste de travail serait d'affiner les estimations du taux de fixation des surfaces fixatrices et notamment des prairies dans les différentes régions du monde. Trois quarts des surfaces agricoles dans le monde sont des prairies mais la description de la composition de ces surfaces et du niveau de production est encore très peu précise (Fetzel et al., 2017). Cette recherche permettrait alors de mieux comprendre le potentiel d'écart de BNF par région par rapport à la BNF actuelle. La BNF est un élément critique dans le cadre de la transition énergétique puisqu'elle permet de mieux appréhender l'autosuffisance en azote des régions du monde, et d'améliorer les estimations de la capacité nourricière dans le cas de l'agriculture biologique. Cette recherche engagerait une collaboration avec d'autres instituts de recherche dans les pays du Sud pour lesquels nous pensons que la description des surfaces fixatrices peut être davantage détaillée à des échelles nationales ou de travailler avec des équipes de recherches spécialisées dans l'agriculture biologique.

La troisième piste consiste à mener à bien l'analyse de la capacité nourricière globale dans un contexte de neutralité énergétique à l'échelle mondiale. En effet, ce travail permettrait alors de quantifier la population mondiale maximale supportable (Pimentel et al., 2010) en fonction de régimes azote et énergétique. Cette analyse couplée énergie/azote à l'échelle mondiale pourrait s'appuyer en grande partie sur le cadre de modélisation construit à l'échelle de la France. Néanmoins ce travail nécessiterait de surmonter plusieurs difficultés qui sont propres à l'échelle mondiale notamment liées au manque de données de consommation énergétiques de l'agriculture. Les modes de productions à l'échelle mondiale sont beaucoup plus hétérogènes qu'en France. Nous identifions trois étapes de recherche possibles pour mieux appréhender le fonctionnement énergétique du métabolisme agricole et le coupler au module azote construit dans cette thèse. La première étape consiste à faire le bilan énergétique actuel du système agricole monde, comme nous l'avons fait pour le cas de la France. Il faudrait également estimer toutes les entrées d'énergies investies dans le système agricole actuel. Le module de la base de données de la FAO qui renseigne sur des chiffres de consommation d'énergie directe de source externe n'est pas complet. Nous proposons de reconstruire la consommation globale dans une démarche ascendante à l'aide d'analyses publiées à des échelles nationales. Par exemple, le poste de consommation des carburants des machines pourrait reposer sur la reconstitution du parc des machines agricoles et leurs puissances par régions du monde. Les travaux de *Arizpe et al.* (2011) et *Pellegrini et Fernández* (2018) ont déjà proposé des estimations de consommation

d'énergie directe et indirecte de combustibles fossiles et d'électricité pour plusieurs pays du monde. Cependant, à notre connaissance aucune estimation n'a été faite de l'autoconsommation d'énergie du système agricole mondiale. Les consommations des animaux de travail et la consommation des agriculteurs sont loin d'être négligeables et ni facilement accessibles à l'échelle mondiale. Le nombre d'agriculteurs est un point clé parce que d'une part les pays du Sud sont confrontés, dans les années à venir, à une accélération des taux d'urbanisation et d'autre part les politiques actuelles de ces pays s'orientent vers plus de mécanisation à l'instar des pays développés (FAO, 2018c). Pour situer les ordres de grandeur de population agricole, on estime que 2.5 milliards de personnes en 2013 travaillent à temps plein ou à temps partiel dans les exploitations agricoles (IFAD et UNEP, 2013)⁴⁶. L'estimation des animaux de travail pourrait se faire en reprenant l'estimation de 400 millions d'animaux effectuée au milieu des années 1990 (Ramaswamy, 1994) et en s'appuyant sur des travaux récents sur la Chine (Zhou et al., 2018) et sur l'Inde (Ghosal et Behera, 2013) qui comptent plus de 70% des cheptels d'animaux de travail dans le monde. D'autre part, il s'agirait de modéliser la production nette agricole, le surplus agricole, et la production de bioénergie actuelle comme nous l'avons fait à l'échelle de la France. La difficulté à surmonter lorsqu'on passe à l'échelle mondiale est de bien faire l'inventaire de l'utilisation de la paille et des excréments animaux pour pouvoir estimer le taux possible de valorisation des résidus agricoles. Les pratiques de valorisation sont très différentes d'une région mondiale à une autre et malheureusement peu renseignées. Une partie de résidus agricoles est enfouie ou brûlée ou déjà utilisée comme matériau de construction ou source de combustible domestique ou comme aliments pour les animaux de la ferme. Cette analyse permettrait de pallier une lacune identifiée de nombreuses analyses existantes qui proposent des scénarios de valorisation théorique des résidus agricoles, sans tenir compte de l'utilisation actuelle de ces résidus. Par ailleurs, une valorisation intelligente des résidus doit tenir compte des usages énergétiques finaux. Il ne serait par exemple pas vertueux de produire de l'électricité à partir de la paille mais concentrer les efforts vers une valorisation matière ou une production de carburant (énergie de stock). Une fois ce bilan établi la troisième étape nécessiterait d'estimer l'efficacité de traction actuelle dans les travaux au champ et de mesurer l'écart avec celle de la France comme valeur témoin d'une agriculture complètement mécanisée. La modélisation du métabolisme agricole mondiale pourrait alors intégrer les

⁴⁶ La dernière analyse du Fonds international de développement agricole (FIDA) indique qu'1 milliard de personnes est employée dans l'agriculture en 2018 (ILO, 2019).

variables d'efficacité de traction et les taux de valorisation des résidus agricoles, en plus des variables structurantes du module en azote. Il nous paraît fondamental de faire ce travail d'analyse avant de fixer plus ou moins arbitrairement, comme c'est le cas aujourd'hui, des taux de substitution des énergies fossiles par les biocarburants dans les politiques de transition énergétique à l'échelle de l'Europe ou d'autres régions du monde pour différentes échéances à venir.

Notre travail, je l'espère, pourra contribuer à avoir un regard systémique sur l'agriculture et une approche transversale entre l'agriculture et d'autres secteurs dans le cadre de la transition énergétique.

Évidemment, le travail théorique tel que celui qu'on a entrepris ne saurait que tirer le plus grand profit d'un regard critique et d'un apport empirique des praticiens de l'agriculture à commencer par les agriculteurs.

Références Bibliographiques

- Ademe, 2013. Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation, Ademe. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Angers.
- Ademe, 2007. Utilisation rationnelle de l'énergie dans les serres. Ademe, Angers.
- Ademe, Blézat consulting, I Care & Consult, CERFrance, Céréopa, 2017. Agriculture et énergies renouvelables: état de l'art et opportunités pour les exploitations agricoles. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Angers.
- AFD, 2011. L'impact des importations européennes de soja sur le développement des pays producteurs du Sud. Campagne AlimenTerre.
- Agreste, 2019. Données en ligne.
- Agreste, 2017. MOND'Alim 2030 : un regard prospectif sur la mondialisation des systèmes (No. 100). Paris.
- Agreste, 2016a. Les prairies vues par ISOP en juillet 2016 (No. 4/7), Collection Agreste Conjoncture. Agreste - La statistique agricole, Paris.
- Agreste, 2016b. Bilan conjoncturel 2016 (No. 5), Agreste Panorama.
- Agreste, 2016c. L'équipement des exploitations agricoles (No. 334), Agreste Primeur. Agreste - La statistique agricole, Montreuil-sous-Bois.
- Agreste, 2015. L'artificialisation des terres de 2006 à 2014: pour deux tiers sur des espaces agricoles. (No. 326). Agreste - La statistique agricole, Montreuil-sous-Bois.
- Agreste, 2014a. Méthodologie Enquête sur les consommations et les productions d'énergie dans les exploitations agricoles en 2011.
- Agreste, 2014b. Les exploitations agricoles consomment majoritairement des produits pétroliers (No. 311), Collection Agreste Primeur. Agreste - La statistique agricole, Montreuil-sous-Bois.
- Agreste, 2013a. L'alimentation animale, principale destination des productions végétales (No. 208), Collection Agreste Primeur. Agreste - La statistique agricole, Montreuil-sous-Bois.
- Agreste, 2013b. Consommation d'énergie dans les industries agroalimentaires (No. 301), Agreste Primeur. Agreste - La statistique agricole, Montreuil-sous-Bois.
- Agreste, 2012. Des surfaces irrigables en baisse à partir de 2000 (No. 292), Agreste Primeur. Agreste - La statistique agricole, Montreuil-sous-Bois.
- Agreste, 2009. Population agricole, GraphAgriFrance. Paris.

- Agreste, 2001. Informations et suivi objectif des Prairies : Guide d'utilisation (No. 134), Collection Agreste Primeur. Agreste - La statistique agricole, Montreuil-sous-Bois.
- Agreste, 1994. Les consommations d'énergie en 1992 dans les exploitations agricoles, les CUMA et les ETA (No. 58). Agreste - La statistique agricole, Montreuil-sous-Bois.
- Agriaffaires, 2017. Agriaffaires - 1er site d'annonces dédié à l'achat et à la vente de matériel agricole [WWW Document]. URL <http://www.agriaffaires.com> (accessed 6.1.17).
- Aguilera, E., Guzmán, G.I., Infante-Amate, Soto, D., Garcia-Ruiz, R., Herrera, A., de Molina, G., 2015. Embodied energy in agricultural inputs. Incorporating a historical perspective.
- Albitreccia, A., 1937. Les principaux produits agricoles de la France à la fin de 1936. *Annales de géographie* 208–209.
- Allaire, G., Daviron, B. (Eds.), 2017. Transformations agricoles et agroalimentaires: entre écologie et capitalisme, Synthèses. Éditions Quae, Versailles.
- Allan, J., 1998. Watersheds and problemsheds: Explaining the absence of armed conflict over water in the Middle East. *Middle east Review of International Affairs* 2, 49–51.
- Alphandéry, P., 2001. Les campagnes françaises de l'agriculture à l'environnement (1945-2000) : politiques publiques, dynamiques sociales et enjeux territoriaux (thesis). Paris, Institut d'études politiques.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C., 2015. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139, 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.006>
- Arizpe, N., Giampietro, M., Ramos-Martin, J., 2011. Food Security and Fossil Energy Dependence: An International Comparison of the Use of Fossil Energy in Agriculture (1991-2003). *Critical Reviews in Plant Sciences* 30, 45–63. <https://doi.org/10.1080/07352689.2011.554352>
- Augé-Laribé, M., 1945. Les statistiques agricoles. *geo* 54, 81–92. <https://doi.org/10.3406/geo.1945.12893>
- Ayres, R.U., 1978. Resources, environment, and economics: applications of the materials/energy balance principle, John Wiley and Sons. ed.
- Baddeley, J.A., Jones, S., Topp, C.F.E., Watson, C.A., Helming, J., Stoddard, F.L., 2013. Biological nitrogen fixation (BNF) by legume crops in Europe. *Legumes Futures*.
- Bai, Z., Ma, W., Ma, L., Velthof, G.L., Wei, Z., Havlík, P., Oenema, O., Lee, M.R.F., Zhang, F., 2018. China's livestock transition: Driving forces, impacts, and consequences. *Science Advances* 4, eaar8534. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar8534>
- Barabási, A.-L., Albert, R., 1999. Emergence of Scaling in Random Networks. *Science* 286, 509–512. <https://doi.org/10.1126/science.286.5439.509>

- Barles, S., 2018. Métabolisme urbain, transitions socio-écologiques et relations ville-campagne. Pour N° 236, 49. <https://doi.org/10.3917/pour.236.0049>
- Barles, S., 2015. The main characteristics of urban socio-ecological trajectories: Paris (France) from the 18th to the 20th century. *Ecological Economics* 118, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.027>
- Barles, S., 2014. L'écologie territoriale et les enjeux de la dématérialisation des sociétés : l'apport de l'analyse des flux de matières. *developpementdurable*. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.10090>
- Barles, S., 2010. Society, energy and materials: the contribution of urban metabolism studies to sustainable urban development issues. *Journal of Environmental Planning and Management* 53, 439–455. <https://doi.org/10.1080/09640561003703772>
- Barles, S., 2009. Urban Metabolism of Paris and Its Region. *Journal of Industrial Ecology* 13, 898–913. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00169.x>
- Barles, S., 2008. Comprendre et maîtriser le métabolisme urbain et l'empreinte environnementale des villes. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement* N° 52, 21. <https://doi.org/10.3917/re.052.0021>
- Barles, S., 2007. Urban metabolism and river systems: an historical perspective ; Paris and the Seine, 1790-1970. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 4, 1845–1878. <https://doi.org/10.5194/hessd-4-1845-2007>
- Barral, J.A., 1863. Le blé et le pain: liberté de la boulangerie. LIBRAIRIE AGRICOLE DE LA MAISON RUSTIQUE, Valladolid.
- Bayliss-Smith, T., 1982. The ecology of agricultural systems, Cambridge topics in geography. Cambridge University Press, Cambridge [Cambridgeshire] ; New York.
- Béraud, E., Démotes-Mainard, M., 1998. La plus vieille dame de la statistique va avoir 150 ans. INSEE, *Courrier des statistiques*.
- Berendes, D.M., Yang, P.J., Lai, A., Hu, D., Brown, J., 2018. Estimation of global recoverable human and animal faecal biomass. *Nat Sustain* 1, 679–685. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0167-0>
- Billen, G., Agence de l'eau Seine-Normandie, Programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement de la Seine, 2011. La cascade de l'azote dans le bassin de la Seine: comprendre les processus pour inverser les tendances. Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre.
- Billen, G., Barles, S., Garnier, J., Rouillard, J., Benoit, P., 2009a. The food-print of Paris: long-term reconstruction of the nitrogen flows imported into the city from its rural hinterland. *Reg Environ Change* 9, 13–24. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0051-y>

- Billen, G., Garnier, J., Benoît, M., Anglade, J., 2013. The nitrogen cascade in arable crop areas of the North of France. *Cahiers Agricultures* 22, 272–281. <https://doi.org/10.1684/agr.2013.0640>
- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., 2015. A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade. *Environmental Research Letters* 10, 025001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/025001>
- Billen, G., Thieu, V., Garnier, J., Silvestre, M., 2009b. Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 234–246. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.018>
- BioSuisse, 2019. Cahier des charges pour la production, la transformation et le commerce des produits Bourgeon.
- Bodirsky, B.L., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J.P., Rolinski, S., Weindl, I., Schmitz, C., Müller, C., Bonsch, M., Humpenöder, F., Biewald, A., Stevanovic, M., 2014. Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nature Communications* 5. <https://doi.org/10.1038/ncomms4858>
- Bognon, S., 2014. Les transformations de l’approvisionnement alimentaire dans la métropole parisienne : trajectoire socio-écologique et construction de proximités (thesis). Paris 1.
- Bognon, S., Barles, S., Billen, G., Garnier, J., 2018. Approvisionnement alimentaire parisien du XVIII^e au XXI^e siècle : les flux et leur gouvernance. Récit d’une trajectoire socioécologique. *Nat. Sci. Soc.* 26, 17–32. <https://doi.org/10.1051/nss/2018017>
- Bonnamour, J., 1997. La géographie rurale pendant le dernier quart de siècle. *Ruralia. Sciences sociales et mondes ruraux contemporains*.
- Bonneuil, C., Thomas, F., Petitjean, O., 2012. Semences, une histoire politique: amélioration des plantes, agriculture et alimentation en France depuis la Seconde Guerre mondiale. Éditions Charles Léopold Mayer, Paris/France.
- Bonny, S., 1993. Is agriculture using more and more energy? A French case study. *Agricultural Systems* 43, 51–66. [https://doi.org/10.1016/0308-521X\(93\)90092-G](https://doi.org/10.1016/0308-521X(93)90092-G)
- Börjesson, P., Berglund, M., 2006. Environmental systems analysis of biogas systems—Part I: Fuel-cycle emissions. *Biomass and Bioenergy* 30, 469–485. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.014>
- Boserup, E., 1981. Population and technological change. Univ Of Chicago Press, Chicago.
- Bossuat, G., 1997. La France, l’aide américaine et la construction européenne 1944-1954. Volume II. Institut de la gestion publique et du développement économique. <https://doi.org/10.4000/books.igpde.2786>
- Bourdon, D., 1989. Les nouveaux colzas à basse teneur en glucosinolates : composition chimique et valeur nutritive des tourteaux et graines pour le porc. *INRA Productions Animales* 2, 267–273.

- Boussingault, J.-B. (1801-1887) A. du texte, 1860. *Agronomie, chimie agricole et physiologie*. Tome 1 / par M. Boussingault,...
- Bouwman, L., Goldewijk, K.K., Van Der Hoek, K.W., Beusen, A.H.W., Van Vuuren, D.P., Willems, J., Rufino, M.C., Stehfest, E., 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 20882–20887. <https://doi.org/10.1073/pnas.10128781108>
- Brangeon, J.L., Jegouzo, G., Rose, B., 1989. *Le travail agricole par travailleur : définitions et mesures*. Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales.
- Bren d'Amour, C., Reitsma, F., Baiocchi, G., Barthel, S., Güneralp, B., Erb, K.-H., Haberl, H., Creutzig, F., Seto, K.C., 2017. Future urban land expansion and implications for global croplands. *Proc Natl Acad Sci U S A* 114, 8939–8944. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606036114>
- Bujault, J. (1771-1842) A. du texte, 1845. *Oeuvres de Jacques Bujault,...* / recueillies et précédées d'une introduction de Jules Rieffel,... ; illustrées... par Guillaumot...
- Burke, M., Oleson, K., McCullough, E., Gaskell, J., 2009. A Global Model Tracking Water, Nitrogen, and Land Inputs and Virtual Transfers from Industrialized Meat Production and Trade. *Environ Model Assess* 14, 179–193. <https://doi.org/10.1007/s10666-008-9149-3>
- Campbell, J.E., Lobell, D.B., Genova, R.C., Field, C.B., 2008. The Global Potential of Bioenergy on Abandoned Agriculture Lands. *Environmental Science & Technology* 42, 5791–5794. <https://doi.org/10.1021/es800052w>
- Canning, P., Sarah Rehkamp, Arnold Waters, Hamideh Etemadnia, 2017. *The Role of Fossil Fuels in the U.S. Food System and the American Diet*. U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service ERR-224, 97.
- Carpentier, B., Cabon, G., 2011. *Le maïs fourrage : élaboration du rendement et de la qualité, récolte et conservation*. Fourrages 205, 11–23.
- CARTV, 2019. *Cahier des charges relatif aux produits portant des indications se référant au mode de production biologique*.
- Cassidy, E.S., West, P.C., Gerber, J.S., Foley, J.A., 2013. Redefining agricultural yields: from tonnes to people nourished per hectare. *Environ. Res. Lett.* 8, 034015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/034015>
- CGDD, 2018. *Environnement & agriculture. Chiffres clés des énergies renouvelables*. Editions 2018. Commissariat général au développement durable, La Défense.
- Chatellier, V., Vérité, R., 2003. L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il des alternatives techniques ? *INRA Productions Animales* 16, 23–249.

- Chatzimpiros, P., 2011. Les empreintes environnementales de l’approvisionnement alimentaire: Paris ses viandes et lait XIXème - XXIème siècles. Architecture, aménagement de l’espace. Université Paris-Est,.
- Chatzimpiros, P., Barles, S., 2013. Nitrogen food-print: N use related to meat and dairy consumption in France. *Biogeosciences* 10, 471–481. <https://doi.org/10.5194/bg-10-471-2013>
- Chatzimpiros, P., Barles, S., 2010. Nitrogen, land and water inputs in changing cattle farming systems. *Science of The Total Environment* 408, 4644–4653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.051>
- Chen, C., Ling, H., Zhai, Z. (John), Li, Y., Yang, F., Han, F., Wei, S., 2018. Thermal performance of an active-passive ventilation wall with phase change material in solar greenhouses. *Applied Energy* 216, 602–612. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.02.130>
- Chevalier, A., 1941. La culture des Plantes oléagineuses en France. Prospérités de cette culture de 1750 à 1870. La régression depuis 1880. Essais et amélioration à entreprendre. *Journal d’agriculture traditionnelle et de botanique appliquée* 21, 3–39. <https://doi.org/10.3406/jatba.1941.1615>
- Cleveland, C., 1995. The direct and indirect use of fossil fuels and electricity in USA agriculture, 1910–1990. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 55, 111–121. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00615-Y](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00615-Y)
- Cleveland, C.J., Costanza, R., Hall, C.A.S., Kaufmann, R., 1984. Energy and the U.S. Economy: A Biophysical Perspective. *Science* 225, 890–897. <https://doi.org/10.1126/science.225.4665.890>
- Cleveland, C.J., O’Connor, P.A., 2011. Energy Return on Investment (EROI) of Oil Shale. *Sustainability* 3, 2307–2322. <https://doi.org/10.3390/su3112307>
- Cohen, J.E., 1995. Population growth and earth’s human carrying capacity. *Science* 269, 341–346. <https://doi.org/10.1126/science.7618100>
- Cohen, M., Duqué, G., 2001. Les deux visages du Sertão: Stratégies paysannes face aux sécheresses (Nordeste, Brésil). IRD Éditions, Marseille.
- Cohen, M., Lepesant, G., Lamari, F., Bilodeau, C., Benyei, P., Angles, S., Bouillon, J., Bourrand, K., Landoulsi, R., Jaboeuf, D., Alonso-Roldán, M., Espadas-Tormo, I., Belandria, V., Silar, P., Dicko, M., 2018. Biomolecules from olive pruning waste in Sierra Mágina – Engaging the energy transition by multi-actor and multidisciplinary analyses. *Journal of Environmental Management* 216, 204–213. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.067>
- Collino, D.J., Salvagiotti, F., Peticari, A., Piccinetti, C., Ovando, G., Urquiaga, S., Racca, R.W., 2015. Biological nitrogen fixation in soybean in Argentina: relationships with crop, soil, and meteorological factors. *Plant Soil* 392, 239–252. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2459-8>

- Commission général du Plan, 1946. Rapport général sur le premier Plan de modernisation et d'équipement.
- Committee on Ways and Means, 1974. Hearings before the Committee on Ways and Means; House of Representatives. 93rd congress. Second session on the Administration Emergency Windfall Profits Tax. US Government Printing Office, Washington, D.C.
- Conijn, J.G., Bindraban, P.S., Schröder, J.J., Jongschaap, R.E.E., 2018. Can our global food system meet food demand within planetary boundaries? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 251, 244–256. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.001>
- Connor, D.J., 2018. Organic agriculture and food security: A decade of unreason finally implodes. *Field Crops Research* 225, 128–129. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.06.008>
- Court, V., Fizaine, F., 2017. Long-Term Estimates of the Energy-Return-on-Investment (EROI) of Coal, Oil, and Gas Global Productions. *Ecological Economics* 138, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.015>
- Cowling, E.B., Galloway, J.N., 2002. Challenges and opportunities facing animal agriculture: Optimizing nitrogen management in the atmosphere and biosphere of the Earth. *Journal of Animal Science* 80, E157–E167. https://doi.org/10.2527/animalsci2002.80E-Suppl_2E157x
- Daccache, A., Ciurana, J.S., Rodriguez Diaz, J.A., Knox, J.W., 2014. Water and energy footprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environ. Res. Lett.* 9, 124014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124014>
- Dalgaard, T., Hansen, B., Hasler, B., Hertel, O., Hutchings, N.J., Jacobsen, B.H., Jensen, L.S., Kronvang, B., Olesen, J.E., Schjørring, J.K., Kristensen, I.S., Graversgaard, M., Termansen, M., Vejre, H., 2014. Policies for agricultural nitrogen management—trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. *Environ. Res. Lett.* 9, 115002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115002>
- De Bon, H., Temple, L., Malézieux, E., Bendjebbar, P., Fouilleux, E., Silvie, P., 2018. L'agriculture biologique en Afrique : un levier d'innovations pour le développement agricole. *Perspective - Cirad* 1–4. <https://doi.org/10.19182/agritrop/00035>
- de Montis, J.-M., 1986. La motorisation agricole. *Culture technique*, Centre de recherche de la culture technique.
- de Vries, W., Kros, J., Kroeze, C., Seitzinger, S.P., 2013. Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 392–402. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.07.004>
- de Vries, W., Leip, A., Reinds, G.J., Kros, J., Lesschen, J.P., Bouwman, A.F., 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environmental Pollution* 159, 3254–3268. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.038>

- Degueurce, A., Capdeville, J., Perrot, C., Bioteau, T., Martinez, J., Peu, P., 2016. Cattle manure as a resource for biogas conversion in France? *Sciences Eaux & Territoires*, Hors-série 2016 *Sciences Eaux & Territoires La revue d'Irstea* 24, 1–9.
- Delaby, L., Dourmad, J.-Y., Béline, F., Lescoat, P., Faverdin, P., Fiorelli, J.-L., Vertès, F., Veysset, P., Morvan, T., Parnaudeau, V., Durand, P., Rochette, P., Peyraud, J.-L., 2014. Origin, quantities and fate of nitrogen flows associated with animal production. *Advances in Animal Biosciences* 5, 28–48. <https://doi.org/10.1017/S2040470014000272>
- Deleage, J.P., Julien, J.M., Souchon, C., 1979. Analyse écoénergétique du système agricole français et de son évolution. · GéoProdig, portail d'information géographique. Laboratoire d'écologie générale et appliquée., Paris.
- Diry, J.-P., 1979. L'industrie française de l'alimentation du bétail. *Annales de géographie* 88, 671–704. <https://doi.org/10.3406/geo.1979.19907>
- Duby, G. et Wallon A., 1976. (Sous la direction de). *Histoire de la France rurale*, Tome 3 : de 1789 à 1914 et tome 4 : de 1914 à nos jours, Ed. Seuil, Paris.
- Dupas, M.-C., Halloy, J., Chatzimpiros, P., 2019. Time dynamics and invariant subnetwork structures in the world cereals trade network. *PLoS ONE* 14, e0216318. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216318>
- Duvigneaud, P., 1974. *La Synthèse écologique : Populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère*. Doin, Paris.
- Einarsson, R., Persson, U.M., 2017. Analyzing key constraints to biogas production from crop residues and manure in the EU—A spatially explicit model. *PLOS ONE* 12, e0171001. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171001>
- EMEP, 2006. EMEP Home [WWW Document]. The co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe. URL <https://emep.int/> (accessed 9.28.19).
- Erb, K.-H., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Pollack, G., 2009. *Eating the Planet: Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely – a scoping study*. Commissioned by Compassion in World Farming and Friends of the Earth UK. Institute of Social Ecology and PIK Potsdam, Vienna, Postdam.
- Erb, K.-H., Lauk, C., Kastner, T., Mayer, A., Theurl, M.C., Haberl, H., 2016. Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. *Nature Communications* 7, 11382. <https://doi.org/10.1038/ncomms11382>
- Erismann, J.W., Galloway, J.N., Seitzinger, S., Bleeker, A., Dise, N.B., Petrescu, A.M.R., Leach, A.M., de Vries, W., 2013. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368, 20130116–20130116. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0116>

- Erisman, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1, 636–639. <https://doi.org/10.1038/ngeo325>
- Erkman, S., 1997. Industrial ecology: An historical view. *Journal of Cleaner Production* 5, 1–10. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00003-6)
- Esculier, F., 2018. Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques.
- EU, 2016a. Proposal of a directive of the European parliament and the council on the promotion of the use of energy from renewable sources (recast) EUR-Lex - 52016PC0767R(01) - EN - EUR-Lex [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52016PC0767R%2801%29> (accessed 9.17.18).
- EU, 2016b. Directive (EU) 2016/2284 du Parlement européen et du Conseil du 14 décembre 2016 concernant la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphériques, modifiant la directive 2003/35/CE et abrogeant la directive 2001/81/CE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE), 344.
- EU, 2008. Règlement (CE) n o 889/2008 de la Commission du 5 septembre 2008 portant modalités d'application du règlement (CE) n o 834/2007 du Conseil relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques en ce qui concerne la production biologique, l'étiquetage et les contrôles, OJ L.
- EU, 1991. Directive Européenne Nitrates [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/index_en.html (accessed 1.6.17).
- European Commission, 2015. The end of milk quotas | Agriculture and rural development [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/agriculture/milk-quota-end_en (accessed 7.12.19).
- Eurostat, 2018. Glossaire: Unité de gros bétail (UGB) - Statistics Explained [WWW Document]. URL [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Livestock_unit_\(LSU\)/fr](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Livestock_unit_(LSU)/fr) (accessed 7.9.19).
- Eurostat, 2017. Farm structure statistics - Statistics Explained [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Farm_structure_statistics (accessed 8.12.17).
- Eurostat, 2002. Les exploitations ayant des herbivores ont suivi des trajectoires variées, Statistiques en bref. Paris.
- FAO, 2019. STATE OF FOOD SECURITY AND NUTRITION IN THE WORLD 2019: safeguarding against economic slowdowns... and downturns. FOOD & AGRICULTURE ORG, S.I.
- FAO, 2018a. Future of food and agriculture 2018 - Alternative pathways to 2050. Rome.

- FAO, 2018b. Nitrogen inputs to agricultural soils from livestock manure. *New Statistics, Integrated Crop Management*. FAO, Rome, Italy.
- FAO, 2018c. *Sustainable Agricultural Mechanization: A Framework for Africa*. FAO, Addis Abbeba.
- FAO, 2017. *Future of food and agriculture - Trends and challenges*. Rome.
- FAO, 2012. *Are grasslands under threat?* FAO.
- FAO, 2011. *Energy-smart food for people and climate.*, Issue Paper. Food and agriculture organization of the United Nations—Issue Paper. Rome: The Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO, 2003. *Le manuel des bilans alimentaires*. Rome.
- FAO, 2001. *FOOD BALANCE SHEETS - A Handbook*, Food and Agriculture Organization of the United Nations,. ed. FAO, Rome.
- FAO, 1996. *World Food Summit - Final Report - Part 1*.
- FAOSTAT, 2018. *FAO statistical database*. The Food and Agriculture Organization of the United Nations., Rome.
- FAOSTAT FBS, 2018. *FAOSTAT Food Balance Sheet [WWW Document]*. FAOSTAT Food Balance Sheet. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>
- Ferrell, C.L., Oltjen, J.W., 2008. *ASAS CENTENNIAL PAPER: Net energy systems for beef cattle—Concepts, application, and future models*. *Journal of Animal Science* 86, 2779–2794. <https://doi.org/10.2527/jas.2008-0954>
- Fetzel, T., Havlik, P., Herrero, M., Kaplan, J.O., Kastner, T., Kroisleitner, C., Rolinski, S., Searchinger, T., Van Bodegom, P.M., Wirsenius, S., Erb, K.-H., 2017. *Quantification of uncertainties in global grazing systems assessment: Uncertainties in Global Grazing Data*. *Global Biogeochemical Cycles* 31, 1089–1102. <https://doi.org/10.1002/2016GB005601>
- FibL, 2019. *The World of Organic Agriculture Statistics and Emerging Trends 2019*, Willer, Jemga and Julia Lemoud. ed. Research Institute of Organic Agriculture, Frick and IFOAM - Organics International.
- Filoso, S., Martinelli, L.A., Howarth, R.W., Boyer, E.W., Dentener, F., 2006. *Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil*, in: Martinelli, Luiz A., Howarth, R.W. (Eds.), *Nitrogen Cycling in the Americas: Natural and Anthropogenic Influences and Controls*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 61–89. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5517-1_4
- Fischer-Kowalski, M., Haberl, H. (Eds.), 2007. *Socioecological transitions and global change: trajectories of social metabolism and land use*, *Advances in ecological economics*. Elgar, Cheltenham.

- Fischer-Kowalski, M., Hüttler, W., 1998. Society's Metabolism.: The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part II, 1970-1 998. *Journal of Industrial Ecology* 2, 107–136. <https://doi.org/10.1162/jiec.1998.2.4.107>
- Fluck, R.C., 1992. Energy of Human Labor, in: *Energy in Farm Production*. Elsevier, pp. 31–37. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-88681-1.50008-9>
- Foley, J.A., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Fouquet, R., 2010. The slow search for solutions: Lessons from historical energy transitions by sector and service. *Energy Policy* 38, 6586–6596. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.06.029>
- FranceAgriMer, 2017. L'observatoire national des ressources en biomasse. Evaluation des ressources disponibles en France. Montreuil.
- Frosch, R.A., Gallopoulos, N.E., 1989. Strategies for Manufacturing. *Sci Am* 261, 144–152. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican0989-144>
- Gabrielle, B., Bamière, L., Caldes, N., De Cara, S., Decocq, G., Ferchaud, F., Loyce, C., Pelzer, E., Perez, Y., Wohlfahrt, J., Richard, G., 2014. Paving the way for sustainable bioenergy in Europe: Technological options and research avenues for large-scale biomass feedstock supply. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 33, 11–25. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.01.050>
- Gabrielle, B., Gagnaire, N., 2008. Life-cycle assessment of straw use in bio-ethanol production: A case study based on biophysical modelling. *Biomass and Bioenergy* 32, 431–441. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.10.017>
- Gabrielle, B., Perrin, A., Wohlfahrt, J., Flatberg, T., Bjorkvoll, T.H., Echevarria, G.I., Sanchez, D., Van Der Linden, R., Loyce, C., Pelzer, E., 2016. Comment optimiser les chaînes d'approvisionnement en biomasse issue de cultures énergétiques? *Innovations Agronomiques* 54, 23–29.
- Galán, E., Padró, R., Marco, I., Tello, E., Cunfer, G., Guzmán, G.I., González de Molina, M., Krausmann, F., Gingrich, S., Sacristán, V., Moreno-Delgado, D., 2016. Widening the analysis of Energy Return on Investment (EROI) in agro-ecosystems: Socio-ecological transitions to industrialized farm systems (the Vallès County, Catalonia, c.1860 and 1999). *Ecological Modelling* 336, 13–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.05.012>

- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53, 341–356. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2)
- Galloway, J.N., Burke, M., Bradford, G.E., Naylor, R., Falcon, W., Chapagain, A.K., Gaskell, J.C., McCullough, E., Mooney, H.A., Oleson, K.L.L., Steinfeld, H., Wassenaar, T., Smil, V., 2007. International Trade in Meat: The Tip of the Pork Chop. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36, 622–629. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[622:ITIMTT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[622:ITIMTT]2.0.CO;2)
- Galloway, J.N., Dentener, F., Capone, D.G., Boyer, E.W., HOWARTH, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Ro, C.J.V., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future 74.
- Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, H., Michaels, A., Schnoor, J.L., 1995. Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles* 9, 235–252. <https://doi.org/10.1029/95GB00158>
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A., 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320, 889–892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Galloway, J.N., Winiwarter, W., Leip, A., Leach, A.M., Bleeker, A., Erisman, J.W., 2014. Nitrogen footprints: past, present and future. *Environmental Research Letters* 9, 115003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115003>
- Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A., Passy, P., Silvestre, M., Lassaletta, L., Trommenschlager, J.-M., Schott, C., Tallec, G., 2016. Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future. *Environmental Science & Policy* 63, 76–90. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.019>
- Garnier, J., Le Noë, J., Marescaux, A., Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Silvestre, M., Thieu, V., Billen, G., 2019. Long-term changes in greenhouse gas emissions from French agriculture and livestock (1852–2014): From traditional agriculture to conventional intensive systems. *Science of The Total Environment* 660, 1486–1501. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.048>
- Gaulin, C., 1987. Horticulteurs et maraîchers parisiens de la seconde moitié du XIXe siècle à la première guerre mondiale. *jatba* 34, 113–123. <https://doi.org/10.3406/jatba.1987.3967>
- Gerbens-Leenes, P.W., Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2013. The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. *Water Resources and Industry* 1–2, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2013.03.001>

- Gerbens-Leenes, P.W., Nonhebel, S., 2004. Critical water requirements for food, methodology and policy consequences for food security. *Food Policy* 29, 547–564. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2004.09.003>
- Gilbert, M., Conchedda, G., Van Boeckel, T.P., Cinardi, G., Linard, C., Nicolas, G., Thanapongtharm, W., D’Aietti, L., Wint, W., Newman, S.H., Robinson, T.P., 2015. Income Disparities and the Global Distribution of Intensively Farmed Chicken and Pigs. *PLoS ONE* 10, e0133381. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133381>
- Gingrich, S., Krausmann, F., 2018. At the core of the socio-ecological transition: Agroecosystem energy fluxes in Austria 1830–2010. *Science of The Total Environment* 645, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.074>
- Gingrich, S., Marco, I., Aguilera, E., Padró, R., Cattaneo, C., Cunfer, G., Guzmán, G.I., MacFadyen, J., Watson, A., 2018a. Agroecosystem energy transitions in the old and new worlds: trajectories and determinants at the regional scale. *Reg Environ Change* 18, 1089–1101. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1261-y>
- Gingrich, S., Niedertscheider, M., Kastner, T., Haberl, H., Cosor, G., Krausmann, F., Kuemmerle, T., Müller, D., Reith-Musel, A., Jepsen, M.R., Vadineanu, A., Erb, K.-H., 2015. Exploring long-term trends in land use change and aboveground human appropriation of net primary production in nine European countries. *Land Use Policy* 47, 426–438. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.027>
- Gingrich, S., Theurl, M.C., Erb, K., Krausmann, F., 2018b. Regional specialization and market integration: agroecosystem energy transitions in Upper Austria. *Reg Environ Change* 18, 937–950. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1145-1>
- Giuntoli, J., Boulamanti, A.K., Corrado, S., Motegh, M., Agostini, A., Baxter, D., 2013. Environmental impacts of future bioenergy pathways: the case of electricity from wheat straw bales and pellets. *GCB Bioenergy* 5, 497–512. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12012>
- 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, 812–818. <https://doi.org/10.1126/science.1185383>
- Goupil, C., 2009. Thermodynamics of the thermoelectric potential. *Journal of Applied Physics* 106, 104907. <https://doi.org/10.1063/1.3257250>
- Grešlová, P., Štych, P., Salata, T., Hernik, J., Knížková, I., Bičík, I., Jeleček, L., Prus, B., Noszczyk, T., 2019. Agroecosystem energy metabolism in Czechia and Poland in the two decades after the fall of communism: From a centrally planned system to market oriented mode of production. *Land Use Policy* 82, 807–820. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.008>
- Grubler, A., 1998. *Technology and Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781316036471>

- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., 2011. Global food losses and food waste: extent, causes and prevention. FAO, Rome.
- Guzmán, G.I., Aguilera, E., García-Ruiz, R., Torremocha, E., Soto-Fernández, D., Infante-Amate, J., González de Molina, M., 2018a. The agrarian metabolism as a tool for assessing agrarian sustainability, and its application to Spanish agriculture (1960-2008). *E&S* 23, art2. <https://doi.org/10.5751/ES-09773-230102>
- Guzmán, G.I., González de Molina, M., Soto Fernández, D., Infante-Amate, J., Aguilera, E., 2018b. Spanish agriculture from 1900 to 2008: a long-term perspective on agroecosystem energy from an agroecological approach. *Reg Environ Change* 18, 995–1008. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1136-2>
- Haberl, H., 2001. The Energetic Metabolism of Societies: Part II: Empirical Examples. *Journal of Industrial Ecology* 5, 71–88. <https://doi.org/10.1162/10881980152830141>
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Bondeau, A., Lauk, C., Müller, C., Plutzer, C., Steinberger, J.K., 2011. Global bioenergy potentials from agricultural land in 2050: Sensitivity to climate change, diets and yields. *Biomass and Bioenergy* 35, 4753–4769. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.04.035>
- Haberl, H., Weisz, H., Amann, C., Bondeau, A., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., 2008. The Energetic Metabolism of the European Union and the United States: Decadal Energy Input Time-Series with an Emphasis on Biomass. *Journal of Industrial Ecology* 10, 151–171. <https://doi.org/10.1162/jiec.2006.10.4.151>
- Haefele, S.M., Nelson, A., Hijmans, R.J., 2014. Soil quality and constraints in global rice production. *Geoderma* 235–236, 250–259. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.07.019>
- Hakawati, R., Smyth, B.M., McCullough, G., De Rosa, F., Rooney, D., 2017. What is the most energy efficient route for biogas utilization: Heat, electricity or transport? *Applied Energy* 206, 1076–1087. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.068>
- Halberg, N., Dalgaard, R., Olesen, J.E., Dalgaard, T., 2008. Energy self-reliance, net-energy production and GHG emissions in Danish organic cash crop farms. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23, 30–37. <https://doi.org/10.1017/S1742170507002037>
- Hall, C.A.S., 1972. Migration and Metabolism in a Temperate Stream Ecosystem. *Ecology* 53, 585–604. <https://doi.org/10.2307/1934773>
- Hamilton, A., Balogh, S., Maxwell, A., Hall, C., 2013. Efficiency of Edible Agriculture in Canada and the U.S. Over the Past Three and Four Decades. *Energies* 6, 1764–1793. <https://doi.org/10.3390/en6031764>
- Harchaoui, S., Chatzimpiros, P., 2018a. Energy, Nitrogen, and Farm Surplus Transitions in Agriculture from Historical Data Modeling. France, 1882-2013.: Energy, Nitrogen, and Farm Surplus Transitions. *Journal of Industrial Ecology*. <https://doi.org/10.1111/jiec.12760>

- Harchaoui, S., Chatzimpiros, P., 2018b. Can Agriculture Balance Its Energy Consumption and Continue to Produce Food? A Framework for Assessing Energy Neutrality Applied to French Agriculture. *Sustainability* 10, 4624. <https://doi.org/10.3390/su10124624>
- Harchaoui, S., Chatzimpiros, P., 2017. Reconstructing production efficiency, land use and trade for livestock systems in historical perspective. The case of France, 1961–2010. *Land Use Policy* 67, 378–386. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.05.028>
- Hartung, H., Pluschke, L., 2018. The Benefits and Risks of Solar Powered Irrigation - A Global Overview. FAO.
- Herbelin, A., 2018. *Ecologie territoriale et trajectoires de transitions : le cas du Rhône-Médian* (thesis). Grenoble Alpes.
- Herridge, D.F., Peoples, M.B., Boddey, R.M., 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil* 311, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9668-3>
- Hitier, H., 1899. La statistique agricole de la France. *geo* 8, 350–357. <https://doi.org/10.3406/geo.1899.6124>
- Huang, W.-D., Zhang, Y.-H.P., 2011. Energy Efficiency Analysis: Biomass-to-Wheel Efficiency Related with Biofuels Production, Fuel Distribution, and Powertrain Systems. *PLoS ONE* 6, e22113. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022113>
- Ibarrola-Rivas, M., Kastner, T., Nonhebel, S., 2016. How Much Time Does a Farmer Spend to Produce My food? An International Comparison of the Impact of Diets and Mechanization. *Resources* 5, 47. <https://doi.org/10.3390/resources5040047>
- IEA, 2019. Global energy and CO2 Status Report [WWW Document]. URL <https://www.iea.org/geco/data/> (accessed 9.17.19).
- IEA, 2015. *Technology Roadmap: Hydrogen and Fuel Cells (Energy Technology Perspectives)*. International Energy Agency.
- IFAD, UNEP, 2013. *Smallholders, food security, and the environment*. Rome, Italy.
- ILO, 2019. *World Employment and Social Outlook: Trends 2019 (Report)*. International Labour Organization.
- INRA (Ed.), 2018a. *INRA feeding system for ruminants*. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands. <https://doi.org/10.3920/978-90-8686-292-4>
- INRA, 2018b. *INRA-CIRAD-AFZ Feed tables [WWW Document]*. Tables INRA-CIRAD-AFZ. URL <https://feedtables.com/fr> (accessed 10.26.18).
- INRA, 2014. *Pesticides, une trop grande dépendance [WWW Document]*. URL <http://www.inra.fr/Grand-public/Agriculture-durable/Tous-les-dossiers/Dependance-aux-pesticides> (accessed 7.8.17).

- INSEE, 2016a. Actifs agricoles (au sens de l'Insee) [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c1397> (accessed 7.26.17).
- INSEE, 2016b. L'emploi - Séries longues jusqu'en 2015 – Marché du travail - Séries longues - 2015 | Insee [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1406859?sommaire=1406870> (accessed 7.9.19).
- INSEE, 2016c. Fiches - Temps et conditions de travail - Emploi, chômage, revenus de travail (INSEE Références 2016).
- INSEE (Ed.), 1990. Annuaire rétrospectif de la France 1948 - 1988: 1948 - 1988 ; séries longues, Institut National de la Statistique et des Études Économiques. ed. Presses Universitaires de France, Paris.
- INSEE (Ed.), 1961. Annuaire statistique : soixante-sixième volume - 1961. Rétrospectif, Institut National de la Statistique et des Études Économiques. ed. Imprimerie nationale, Paris.
- INSEE (Ed.), 1952. Annuaire statistique : cinquante-huitième volume - 1951. Résumé rétrospectif (partie française et partie internationale), Institut National de la Statistique et des Études Économiques. ed. Imprimerie nationale, Paris.
- IPCC, 2019. Climate change and Land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. IPCC.
- ITAVI, 2008. Les consommations d'énergie dans les bâtiments agricoles.
- Joint FAO/WHO/UNU, 2007. Protein and Amino Acid Requirements in Human Nutrition: Report of a Joint FAO/WHO/UNU Expert Consultation, WHO Technical Report Series. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Journaux, A., 1947. Les céréales secondaires en France. *L'Information Géographique* 139–148.
- Ju, X., Gu, B., Wu, Y., Galloway, J.N., 2016. Reducing China's fertilizer use by increasing farm size. *Global Environmental Change* 41, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.08.005>
- Kander, A., Warde, P., 2011. Energy availability from livestock and agricultural productivity in Europe, 1815-1913: a new comparison: ENERGY AVAILABILITY FROM LIVESTOCK. *The Economic History Review* 64, 1–29. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0289.2009.00526.x>
- Kaya, A.Y., 2013. Le bureau de la statistique générale de France et l'institutionnalisation des statistiques agricoles : l'Enquête agricole de 1836. *Oeconomia* 421–457. <https://doi.org/10.4000/oeconomia.101>
- Kim, E., Barles, S., 2012. The energy consumption of Paris and its supply areas from the eighteenth century to the present. *Reg Environ Change* 12, 295–310. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0275-0>

- Kim, E.H., 2013. Les transitions énergétiques urbaines du XIXe au XXIe siècle : de la biomasse aux combustibles fossiles et fissiles à Paris (France) (Thèse). Paris 1.
- Krausmann, F., 2013. A City and Its Hinterland: Vienna's Energy Metabolism 1800–2006, in: Singh, S.J., Haberl, H., Chertow, M., Mirtl, M., Schmid, M. (Eds.), *Long Term Socio-Ecological Research*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 247–268. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1177-8_11
- Krausmann, F., 2004. Milk, Manure, and Muscle Power. Livestock and the Transformation of Preindustrial Agriculture in Central Europe. *Human Ecology* 32, 735–772. <https://doi.org/10.1007/s10745-004-6834-y>
- Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M., Schandl, H., Eisenmenger, N., 2008a. The Global Sociometabolic Transition: Past and Present Metabolic Profiles and Their Future Trajectories. *Journal of Industrial Ecology* 12, 637–656. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00065.x>
- Krausmann, F., Gingrich, S., Nourbakhch-Sabet, R., 2011. The Metabolic Transition in Japan: A Material Flow Account for the Period From 1878 to 2005. *Journal of Industrial Ecology* 15, 877–892. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00376.x>
- Krausmann, F., Haberl, H., 2002. The process of industrialization from the perspective of energetic metabolism. *Ecological Economics* 41, 177–201. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00032-0)
- Krausmann, F., Haberl, H., Schulz, N.B., Erb, K.-H., Darge, E., Gaube, V., 2003. Land-use change and socio-economic metabolism in Austria—Part I: driving forces of land-use change: 1950–1995. *Land Use Policy* 20, 1–20. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(02\)00048-0](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(02)00048-0)
- Krausmann, F., Schandl, H., Siefert, R.P., 2008b. Socio-ecological regime transitions in Austria and the United Kingdom. *Ecological Economics* 65, 187–201. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.06.009>
- Kravchenko, A.N., Snapp, S.S., Robertson, G.P., 2017. Field-scale experiments reveal persistent yield gaps in low-input and organic cropping systems. *PNAS* 114, 926–931. <https://doi.org/10.1073/pnas.1612311114>
- Lambin, E.F., Gibbs, H.K., Ferreira, L., Grau, R., Mayaux, P., Meyfroidt, P., Morton, D.C., Rudel, T.K., Gasparri, I., Munger, J., 2013. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. *Global Environmental Change* 23, 892–901. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.05.005>
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P., 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proc Natl Acad Sci U S A* 108, 3465–3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>
- Lassaletta, L., Billen, G., Garnier, J., Bouwman, L., Velazquez, E., Mueller, N.D., Gerber, J.S., 2016. Nitrogen use in the global food system: past trends and future trajectories of

- agronomic performance, pollution, trade, and dietary demand. *Environmental Research Letters* 11, 095007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/095007>
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., Garnier, J., 2014a. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environmental Research Letters* 9, 105011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011>
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.M., Galloway, J.N., 2014b. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 118, 225–241. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9923-4>
- Laurent, C., 1969. Chapitre 13. L'évolution de la population active agricole. *ecoru* 79, 215–234. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1969.2046>
- Laurent, C., 1966. La collecte de l'information économique globale : les méthodes du Service central des Enquêtes et études statistiques du Ministère de l'agriculture. *Économie rurale* 69, 57–71. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1966.1949>
- Le Mouël, C., Lattre-Gasquet, M. d., Mora, O., 2018. *Land Use and Food Security in 2050: a Narrow road: Agrimonde-Terra, Quae. ed. Quae, Versailles.*
- Le Noé, J., 2018. *Fonctionnement biogéochimique et trajectoires des systèmes agricoles territoriaux français: flux de carbone, azote et phosphore (1852-2014).* Sorbonne Université.
- Le Noë, J., Billen, G., Garnier, J., 2017. How the structure of agro-food systems shapes nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes: The generalized representation of agro-food system applied at the regional scale in France. *Science of The Total Environment* 586, 42–55. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040>
- Leach, G., 1975. Energy and food production. *Food Policy* 1, 62–73. [https://doi.org/10.1016/0306-9192\(75\)90009-3](https://doi.org/10.1016/0306-9192(75)90009-3)
- Legifrance, 2016. LOI n° 2016-138 du 11 février 2016 relative à la lutte contre le gaspillage alimentaire | Legifrance.
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M.A., de Vries, W., Weiss, F., Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters* 10, 115004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>
- Lemaire, G., Hodgson, J., Chabbi, A. (Eds.), 2011. *Grassland productivity and ecosystem services.* CABI, Wallingford. <https://doi.org/10.1079/9781845938093.0000>
- Liebig, J. von (1803-1873) A. du texte, 1844. *Chimie appliquée à la physiologie végétale et à l'agriculture (2e édition) / par M. Justus Liebig,... ; traduction faite sur les manuscrits de l'auteur, par M. Charles Gerhardt,...*

- Liu, Q., Wang, J., Bai, Z., Ma, L., Oenema, O., 2017. Global animal production and nitrogen and phosphorus flows. *Soil Research* 55, 451. <https://doi.org/10.1071/SR17031>
- Liu, X., Zhang, Y., Han, W., Tang, A., Shen, J., Cui, Z., Vitousek, P., Erisman, J.W., Goulding, K., Christie, P., Fangmeier, A., Zhang, F., 2013. Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature* 494, 459–462. <https://doi.org/10.1038/nature11917>
- Lobao, L., Meyer, K., 2001. The Great Agricultural Transition: Crisis, Change, and Social Consequences of Twentieth Century US Farming. *Annu. Rev. Sociol.* 27, 103–124. <https://doi.org/10.1146/annurev.soc.27.1.103>
- Long, S.P., Marshall-Colon, A., Zhu, X.-G., 2015. Meeting the Global Food Demand of the Future by Engineering Crop Photosynthesis and Yield Potential. *Cell* 161, 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2015.03.019>
- Louwes, L., de Marcillac, S.L., 1976. Agriculture et inflation : variation des prix et des coûts 1963-1975. *ecoru* 113, 15–23. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1976.2417>
- Madelrieux, S., Buclet, N., Lescoat, P., Moraine, M., 2017. Écologie et économie des interactions entre filières agricoles et territoire : quels concepts et cadre d'analyse ? *Cah. Agric.* 26, 24001. <https://doi.org/10.1051/cagri/2017013>
- Magalhães, N., Fressoz, J.-B., Jarrige, F., Le Roux, T., Levillain, G., Lyautey, M., Noblet, G., Bonneuil, C., 2019. The Physical Economy of France (1830–2015). The History of a Parasite? *Ecological Economics* 157, 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.001>
- Malthus, T.R., 1966. *First Essay on Population 1798*. Palgrave Macmillan UK, London. <https://doi.org/10.1007/978-1-349-81729-0>
- MAN Diesel & Turbo, 2013. *Two-stroke Low Speed Diesel Engines*. MAN Diesel & Turbo, Copenhagen.
- Marchand, O., Thélot, C., 1997. *Le travail en France: 1800 - 2000, Essais & recherches : Sciences humaines*. Nathan, Paris.
- Marchand, O., Thélot, C., 1991. *Deux siècles de travail en France, INSEE études*. Institut national de la statistique et des études économiques, Paris.
- Markussen, M., Østergård, H., 2013. Energy Analysis of the Danish Food Production System: Food-EROI and Fossil Fuel Dependency. *Energies* 6, 4170–4186. <https://doi.org/10.3390/en6084170>
- Markussen, M.V., Pugesgaard, S., Oleskowicz-Popiel, P., Schmidt, J.E., Østergård, H., 2015. Net-Energy Analysis of Integrated Food and Bioenergy Systems Exemplified by a Model of a Self-Sufficient System of Dairy Farms. *Frontiers in Energy Research* 3. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2015.00049>

- Mathieu, N., 2012. L'interdisciplinarité entre natures et sociétés, vingt ans après : le point de vue d'une géographe engagée. *Ecologie & politique* N° 45, 71. <https://doi.org/10.3917/ecopo.045.0071>
- Mavré, M. (Ed.), 2004. *Attelages et attelées: un siècle d'utilisation du cheval de trait*. Éd. France Agricole, Paris.
- Mazoyer, M., Roudart, L., 2002. *Histoire des agricultures du monde: du néolithique à la crise contemporaine*, Histoire. Éditions du Seuil, Paris.
- McKendry, P., 2002. Energy production from biomass (part 2): conversion technologies. *Bioresource Technology* 83, 47–54. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00119-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00119-5)
- MEA, 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis - A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Meadows, D.H., Randers, J., Meadows, D.L., 2009. *The limits to growth: the 30-year update*, Reprint. ed. Earthscan, London.
- MEDDE, 2015. *France National Low-Carbon Strategy*. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, La Défense.
- Mendras, H., 1992. *La fin des paysans : suivi d'une réflexion sur la fin des paysans vingt ans après*, 1. éd. ed, Babel Essai. Actes Sud [u.a.], Arles.
- Meyer, A.K.P., Ehimen, E.A., Holm-Nielsen, J.B., 2018. Future European biogas: Animal manure, straw and grass potentials for a sustainable European biogas production. *Biomass and Bioenergy* 111, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.05.013>
- Miglietta, P.P., Giove, S., Toma, P., 2018. An optimization framework for supporting decision making in biodiesel feedstock imports: Water footprint vs. import costs. *Ecological Indicators* 85, 1231–1238. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.053>
- Milhaud, C., 2014. 1914-1918. Réflexions sur la perte de 1140000 équidés par les armées françaises. *Bull. Acad. Vét. France* 167.
- Ministère de la transition Ecologique et Solidaire Transport, 2014. *Revue Transport* (No. 2). Cerema, Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement, Provins.
- Ministère de l'Agriculture, 2010. *Etat, perspectives et enjeux du marché des engrais*. GCL Développement Durable, Ivry-sur-Seine.
- Ministère de l'Agriculture, 1985. *Le matériel des exploitations agricoles*, Collections de statistique agricole. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1984. *Consommation d'énergie des exploitations agricoles en 1981*. Imprimerie nationale, Paris.

- Ministère de l'Agriculture, 1979. La consommation d'énergie de l'agriculture en 1977, Collections de statistique agricole. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1977. Etude des cultures légumières de serres et abris en France. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1976. La statistique agricole française - Premier volume - Tome 3. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1975. Bilans alimentaires et autres bilans - Retrospectif 1956-1974. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1974. Evolution de l'élevage équin de 1960 à 1973, Division Production Animale. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1972. Statistique agricole - Données statistiques récentes (1966-1970) sur l'hydraulique agricole., Séries Etudes. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1971. Statistique agricole - Equipement des exploitations en matériel de culture et de transport 1ère partie., Séries Etudes. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1970a. Statistiques agricoles annuelles - chacun des volumes entre les années 1947 à 1970. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1970b. Statistique agricole - Résultats de 1969 Tome II. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1968. Statistique agricole - Résultats de 1967. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1965. Statistique agricole - Résultats de 1964. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1962. Statistique agricole - Résultats de 1961. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1957. Statistique agricole annuelle - Résultats de 1956, Imprime nationale. ed. Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1948. Statistique agricole annuelle - Résultats de 1947. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1936. Statistique agricole de la France: résultats généraux de l'enquête de 1929. Imprimerie nationale, Paris.
- Ministère de l'Agriculture, 1898. Statistique agricole de la France. Résultats généraux de l'enquête décennale de 1892. Imprimerie nationale, Paris.

- Monteith, J.L., Moss, C.J., 1977. Climate and the Efficiency of Crop Production in Britain [and Discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 281, 277–294. <https://doi.org/10.1098/rstb.1977.0140>
- Monteleone, M., Cammerino, A.R.B., Garofalo, P., Delivand, M.K., 2015. Straw-to-soil or straw-to-energy? An optimal trade off in a long term sustainability perspective. *Applied Energy* 154, 891–899. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.04.108>
- Moreda, G.P., Muñoz-García, M.A., Barreiro, P., 2016. High voltage electrification of tractor and agricultural machinery – A review. *Energy Conversion and Management* 115, 117–131. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.02.018>
- Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C., Gerber, P., 2017. Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security* 14, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.01.001>
- Mueller, N.D., Gerber, J.S., Johnston, M., Ray, D.K., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature* 490, 254–257. <https://doi.org/10.1038/nature11420>
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>
- Murphy, D.J., Hall, C.A.S., Dale, M., Cleveland, C., 2011a. Order from Chaos: A Preliminary Protocol for Determining the EROI of Fuels. *Sustainability* 3, 1888–1907. <https://doi.org/10.3390/su3101888>
- Murphy, D.J., Hall, C.A.S., Powers, B., 2011b. New perspectives on the energy return on (energy) investment (EROI) of corn ethanol. *Environ Dev Sustain* 13, 179–202. <https://doi.org/10.1007/s10668-010-9255-7>
- Naylor, R., Steinfeld, H., Falcon, W., Galloway, J., Smil, V., Bradford, E., Alder, J., Mooney, H., 2005. Losing the Links Between Livestock and Land. *Science* 310, 1621–1622. <https://doi.org/10.1126/science.1117856>
- NobelPrize.org, 1920. Award ceremony speech [WWW Document]. URL <https://www.nobelprize.org/prizes/chemistry/1918/ceremony-speech/> (accessed 7.26.19).
- Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S., 2013. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environ. Res. Lett.* 8, 044045. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044045>
- NRC (Ed.), 2016. Nutrient requirements of beef cattle, Eighth revised edition. ed, Animal nutrition series. The National Academies Press, Washington, DC.
- NRC (Ed.), 2001. Nutrient requirements of dairy cattle, Seventh revised edition. ed, Nutrient requirements of domestic animals. National Academy Press, Washington, D.C.

- NTT, 1927. Nebraska Tractor Test 142: McCormick-Deering 10-20. Tractor Museum, University of Nebraska-Lincoln, Nebraska.
- O'Connor, P., Cleveland, C., 2014. U.S. Energy Transitions 1780–2010. *Energies* 7, 7955–7993. <https://doi.org/10.3390/en7127955>
- Odum, E.P., 1975. *Ecology: the link between the natural and the social sciences*, 2. ed., Repr. ed, Modern biology series. Holt, Rinehart and Winston, London.
- Odum, E.P., Barrett, G.W., 2005. *Fundamentals of ecology*, 5th ed. ed. Thomson Brooks/Cole, Belmont, CA.
- Odum, H., 1967. Energetics of world food production., in: *The World Food Problem, Report of the President's Science Advisory Committee, Panel on World Food Supply*,. pp. 55–94.
- Odum, H.T., 1973. Energy, Ecology, and Economics. *Ambio* 2, 220–227.
- OECD, 2017. *Improving Energy Efficiency in the Agro-food Chain*, OECD Green Growth Studies. OECD. <https://doi.org/10.1787/9789264278530-en>
- OECD-FAO, 2018. *OECD-FAO Agricultural Outlook 2018-2027*. OECD. https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2018-en
- Oenema, O., Tamminga, S., 2005. Nitrogen in global animal production and management options for improving nitrogen use efficiency. *Sci. China, C, Life Sci.* 48 Spec No, 871–887.
- Ozgener, O., 2010. Use of solar assisted geothermal heat pump and small wind turbine systems for heating agricultural and residential buildings. *Energy* 35, 262–268. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2009.09.018>
- Ozkan, B., Akcaoz, H., Fert, C., 2004. Energy input–output analysis in Turkish agriculture. *Renewable Energy* 29, 39–51. [https://doi.org/10.1016/S0960-1481\(03\)00135-6](https://doi.org/10.1016/S0960-1481(03)00135-6)
- Parcerisas, L., Dupras, J., 2018. From mixed farming to intensive agriculture: energy profiles of agriculture in Quebec, Canada, 1871–2011. *Reg Environ Change* 18, 1047–1057. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1305-y>
- Pellegrini, P., Fernández, R.J., 2018. Crop intensification, land use, and on-farm energy-use efficiency during the worldwide spread of the green revolution. *Proc Natl Acad Sci USA* 115, 2335–2340. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717072115>
- Pelletier, N., 2008. Environmental performance in the US broiler poultry sector: Life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. *Agricultural Systems* 98, 67–73. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.03.007>
- Pelletier, N., Audsley, E., Brodt, S., Garnett, T., Henriksson, P., Kendall, A., Kramer, K.J., Murphy, D., Nemecek, T., Troell, M., 2011. *Energy Intensity of Agriculture and Food*

- Systems. *Annual Review of Environment and Resources* 36, 223–246. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-081710-161014>
- Peyraud, J.L., Cellier, P., Aarts, F., Donnars, C., Le Goffe, P., Réchauchère, O., Lescoat, P., Vertes, F., Rochette, P., Parnaudeau, V., Dulaby, L., Morvan, T., Durum, J.-Y., Faverdin, P., Fiorelli, J.-L., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages : Réduire les pertes, rétablir les équilibres. INRA.
- Pimentel, D., 2004. Livestock production and energy use, in: *Encyclopedia of Energy*. Elsevier, San Diego, CA, pp. 671–676.
- Pimentel, D., 1980. Energy inputs for the production, formulation, packaging, and transport of various pesticides, in: *Handbook of Energy Utilization in Agriculture*. CRC Press Boca Raton, FL, pp. 35–42.
- Pimentel, D., Bailey, O., Kim, P., Mullaney, E., Calabrese, J., Walman, L., Nelson, F., Yao, X., 1999. Will Limits of the Earth's Resources Control Human Numbers? *Environment, Development and Sustainability* 1, 19–39. <https://doi.org/10.1023/A:1010008112119>
- Pimentel, D., Hurd, L.E., Bellotti, A.C., Forster, M.J., Oka, I.N., Sholes, O.D., Whitman, R.J., 1973. Food Production and the Energy Crisis. *Science* 182, 443–449. <https://doi.org/10.1126/science.182.4111.443>
- Pimentel, D., Patzek, T.W., 2005. Ethanol Production Using Corn, Switchgrass, and Wood; Biodiesel Production Using Soybean and Sunflower. *Nat Resour Res* 14, 65–76. <https://doi.org/10.1007/s11053-005-4679-8>
- Pimentel, D., Pimentel, M., 2008. *Food, energy, and society*, 3rd ed. ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Pimentel, D., Whitecraft, M., Scott, Z.R., Zhao, L., Satkiewicz, P., Scott, T.J., Phillips, J., Szimak, D., Singh, G., Gonzalez, D.O., Moe, T.L., 2010. Will Limited Land, Water, and Energy Control Human Population Numbers in the Future? *Human Ecology* 38, 599–611. <https://doi.org/10.1007/s10745-010-9346-y>
- Piringer, G., Steinberg, L.J., 2006. Reevaluation of Energy Use in Wheat Production in the United States. *Journal of Industrial Ecology* 10, 149–167. <https://doi.org/10.1162/108819806775545420>
- Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research* 183, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020>
- Plet, F., 2003. La géographie rurale française : quelques jalons. *Sociétés contemporaines* 49–50, 85. <https://doi.org/10.3917/soco.049.0085>
- Ponisio, L.C., M'Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., de Valpine, P., Kremen, C., 2014. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the*

- Royal Society B: Biological Sciences 282, 20141396–20141396.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>
- Postel, S.L., 1998. Water for Food Production: Will There Be Enough in 2025? *BioScience* 48, 629–637. <https://doi.org/10.2307/1313422>
- Postel-Vinay, G., 1998. La terre et l'argent: l'agriculture et le crédit en France du XVIIIe au début du XXe siècle, L'évolution de l'humanité. A. Michel, Paris.
- Pracha, A.S., Volk, T.A., 2011. An Edible Energy Return on Investment (EEROI) Analysis of Wheat and Rice in Pakistan. *Sustainability* 3, 2358–2391. <https://doi.org/10.3390/su3122358>
- Qiang, W., Liu, A., Cheng, S., Kastner, T., Xie, G., 2013. Agricultural trade and virtual land use: The case of China's crop trade. *Land Use Policy* 33, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.017>
- Qiao, Y., Martin, F., He, X., Zhen, H., Pan, X., 2019. The changing role of local government in organic agriculture development in Wanzai County, China. *Canadian Journal of Development Studies / Revue canadienne d'études du développement* 40, 64–77. <https://doi.org/10.1080/02255189.2019.1520693>
- Ramankutty, N., Mehrabi, Z., Waha, K., Jarvis, L., Kremen, C., Herrero, M., Rieseberg, L.H., 2018. Trends in Global Agricultural Land Use: Implications for Environmental Health and Food Security. *Annu. Rev. Plant Biol.* 69, 789–815. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042817-040256>
- Ramaswamy, N.S., 1994. Draught animals and welfare. *Rev. - Off. Int. Epizoot.* 13, 195–216.
- Razous, P., 1944. L'évolution de l'agriculture française métropolitaine à travers l'histoire. *Journal de la société statistique de Paris* 85, 56–86.
- Reganold, J.P., Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2, 15221. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
- Richard-Schott, F., 2009. Le Recensement Général de l'Agriculture de 1955, une référence pour les géographes ? *geocarrefour* 2009, 271–279. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.7567>
- Rieutort, L., 2009. Dynamiques rurales françaises et re-territorialisation de l'agriculture. *L'Information géographique* 73, 30. <https://doi.org/10.3917/lig.731.0030>
- Robertson, G.P., Vitousek, P.M., 2009. Nitrogen in Agriculture: Balancing the Cost of an Essential Resource. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 34, 97–125. <https://doi.org/10.1146/annurev.environ.032108.105046>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B.,

- Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rojas-Briales, E., 2015. Sparing grasslands: FAO's active role. *Science* 347, 1211–1211. <https://doi.org/10.1126/science.347.6227.1211>
- Rosenzweig, C., Elliott, J., Deryng, D., Ruane, A.C., Müller, C., Arneth, A., Boote, K.J., Folberth, C., Glotter, M., Khabarov, N., Neumann, K., Piontek, F., Pugh, T.A.M., Schmid, E., Stehfest, E., Yang, H., Jones, J.W., 2014. Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 3268–3273. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222463110>
- RTE, 2017. 2017 Annual Electricity Report.
- SAB, 2011. Reactive nitrogen in the United States: an analysis of inputs, flows, consequences, and management options. Science Advisory Board to the US environmental Protection Agency. US Environmental Protection, Washington, DC.
- Sachs, I., Silk, D., 1990. Food and energy: strategies for sustainable development. United Nations University Press, Tokyo, Japan.
- Sauvy, A., 1963. Évolution de la population agricole en France depuis 1900. *Population* 18, 573–574. <https://doi.org/10.2307/1526727>
- Scheftelowitz, M., Thrän, D., 2016. Unlocking the Energy Potential of Manure—An Assessment of the Biogas Production Potential at the Farm Level in Germany. *Agriculture* 6, 20. <https://doi.org/10.3390/agriculture6020020>
- Schneider, A., Huyghe, C., 2015. Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables, Quae. ed. Versailles.
- Searchinger, T., Waite, T., Hanson, R., Ranganathan, J., 2019. Creating a sustainable food future: A menu of solutions to feed nearly 10 billion people by 2050. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Seufert, V., Ramankutty, N., 2017. Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. *Science Advances* 3, e1602638. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1602638>
- SGD (Ed.), 1938. *Annuaire statistique: cinquante-quatrième volume - 1938*, Direction de la Statistique Générale et de la Documentation. ed. Imprimerie nationale, Paris.
- Sheldrick, W., Syers, J.K., Lingard, J., 2003. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66, 119–131.
- Shen Yuan, Peng, S., 2017. Exploring the Trends in Nitrogen Input and Nitrogen Use Efficiency for Agricultural Sustainability. *Sustainability* 9, 1905. <https://doi.org/10.3390/su9101905>

- Shepon, A., Eshel, G., Noor, E., Milo, R., 2016. Energy and protein feed-to-food conversion efficiencies in the US and potential food security gains from dietary changes. *Environ. Res. Lett.* 11, 105002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/10/105002>
- Smil, V., 2017. *Energy and civilization: a history*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts London, England.
- Smil, V., 2016. Examining energy transitions: A dozen insights based on performance. *Energy Research & Social Science* 22, 194–197. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2016.08.017>
- Smil, V., 2013. *Harvesting the biosphere: what we have taken from nature*. MIT Press, Cambridge, Mass.
- Smil, V., 2008a. *Energy in nature and society: general energetics of complex systems*. MIT Press, Cambridge, Mass.
- Smil, V., 2008b. *Energy in nature and society: general energetics of complex systems*. MIT Press, Cambridge, Mass.
- Smil, V., 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31, 126–131. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.126>
- Smil, V., 2001. *Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production*. MIT, Cambridge, Mass. London.
- Smil, V., 2000. *Feeding the world: a challenge for the twenty-first century*. MIT Press, Cambridge, Mass. London.
- Smil, V., 1999a. Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 647–662. <https://doi.org/10.1029/1999GB900015>
- Smil, V., 1999b. Crop Residues: Agriculture's Largest Harvest. *BioScience* 49, 299–308. <https://doi.org/10.2307/1313613>
- Smil, V., 1997. Global Population and the Nitrogen Cycle. *Sci Am* 277, 76–81. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican0797-76>
- Smil, V., 1994. How Many People Can the Earth Feed? *Population and Development Review* 20, 255. <https://doi.org/10.2307/2137520>
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 789–813. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>
- SOES, 2017. *Le bilan du gaz naturel en France en 2015*, Service de l'observation et des statistiques. Commissariat général au développement durable, La Défense.

- SOES, 2015. Bilan énergétique de la France 2014, Service de l'observation et des statistiques. Commissariat général au développement durable, La Défense.
- Solagro, 2016. Le scénario Afterres2050 version 2016. Solagro, Toulouse.
- Solargis, 2016. Global horizontal irradiation. France Map.
- Soto, D., Infante-Amate, J., Guzmán, G.I., Cid, A., Aguilera, E., García, R., González de Molina, M., 2016. The social metabolism of biomass in Spain, 1900–2008: From food to feed-oriented changes in the agro-ecosystems. *Ecological Economics* 128, 130–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.04.017>
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D'Croz, D., Wiebe, K., BDIRSKY, B.L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S.J., Herrero, M., Carlson, K.M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L.J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, H.C.J., Tilman, D., Rockström, J., Willett, W., 2018. Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature* 562, 519–525. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>
- Stanhill, G. (Ed.), 1984. Energy and agriculture, (Advanced series in agricultural sciences. Springer, Berlin, Heidelberg [usw.].
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sorlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855–1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steinfeld, H., Gerber, P., 2010. Livestock production and the global environment: Consume less or produce better? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 18237–18238. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012541107>
- Steinhart, J.S., Steinhart, C.E., 1974. Energy Use in the U.S. Food System. *Science* 184, 307–316. <https://doi.org/10.1126/science.184.4134.307>
- Stevenson, R.D., Wassersug, R.J., 1993. Horsepower from a horse. *Nature* 364, 195–195. <https://doi.org/10.1038/364195a0>
- Stout, B.A., 1990. Handbook of Energy for World Agriculture. Elsevier Science, Amsterdam.
- Sutton, M.A., Bleeker, A., Howard, C., Bekunda, M., Grizzetti, B., De Vries, W., van Grinsven, Abrol, Y.P., Adhya, T.K., Billen, G., Davidson, E.A., 2013. Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution ; [global overview on nutrient management]. Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh.
- Sutton, M.A., Howard, C., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H.J.M., Grizzetti, B., 2011. The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

- Taillefer, F., 1957. Une grande usine toulousaine. L'Office National Industriel de l'Azote. *rgpso* 28, 5–34. <https://doi.org/10.3406/rgpso.1957.1436>
- Tello, E., Galán, E., Sacristán, V., Cunfer, G., Guzmán, G.I., González de Molina, M., Krausmann, F., Gingrich, S., Padró, R., Marco, I., Moreno-Delgado, D., 2016. Opening the black box of energy throughputs in farm systems: A decomposition analysis between the energy returns to external inputs, internal biomass reuses and total inputs consumed (the Vallès County, Catalonia, c.1860 and 1999). *Ecological Economics* 121, 160–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.11.012>
- Thornton, P.K., 2010. Livestock production: recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 2853–2867. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0134>
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science* 292, 281–284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- Toutain, J.-C., 1992. La production agricole de la France de 1810 à 1990 départements et régions croissance, productivité, structures, Paris Presses universitaires de Grenoble 1992-1993. ed, Economies et sociétés: Série Histoire quantitative de l'économie française. PUG, Paris.
- Toutain, J.-C., 1971. La consommation alimentaire en France de 1789 à 1964, Economies et sociétés, cahiers de l'ISEA. ed, série AF, Histoire quantitative de l'économie française. Genève Libraire Droz, Paris.
- Toutain, J.-C., 1958. Le produit de l'agriculture française de 1700 à 1958. Cahiers de l'Institut de Science Economique Appliquée., Paris.
- UN, 2017. Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development.
- UNDESA, 2017. World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables., Working Paper No. ESA/P/WP/248.
- UNEP, 2012. One Planet, How Many People? A Review of Earth's Carrying Capacity, UNEP Global Environmental Alert Service.
- Union Européenne, 2018. Agriculture: sur le développement des protéines végétales dans l'UE [WWW Document]. URL https://europa.eu/rapid/press-release_IP-18-6495_fr.htm (accessed 9.5.19).
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2019a. World population prospects Highlights, 2019 revision Highlights, 2019 revision.

- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2019b. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420). New York.
- UNSD, 1999. Code standard des pays et des zones à usages statistiques défini par les Nations Unies.
- Urrego-Mesa, A., Infante-Amate, J., Tello, E., 2018. Pastures and Cash Crops: Biomass Flows in the Socio-Metabolic Transition of Twentieth-Century Colombian Agriculture. *Sustainability* 11, 117. <https://doi.org/10.3390/su11010117>
- USDA, 1997. Usual Planting and Harvesting Dates for U.S. Field Crops (No. 628), National Agricultural Statistics Service. United States Department of Agriculture.
- Velayudhan, D.E., Kim, I.H., Nyachoti, C.M., 2014. Characterization of Dietary Energy in Swine Feed and Feed Ingredients: A Review of Recent Research Results. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 28, 1–13. <https://doi.org/10.5713/ajas.14.0001R>
- Vermeulen, S.J., Campbell, B.M., Ingram, J.S.I., 2012. Climate Change and Food Systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 37, 195–222. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-020411-130608>
- Vertès, F., 2015. Légumineuses et prairies temporaires : des fournitures d’azote pour les rotations. *Fourrages* 223, 221–232.
- Vitousek, Peter M., Howarth, Robert W., 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13. <https://doi.org/10.1007/BF00002772>
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., 1997. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. *Ecological Applications* 7, 737–750. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0737:HAOTGN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2)
- Vivier, N., 2013. L’âge d’or des grandes enquêtes agricoles : le XIXe siècle. *anami* 125, 495–510. <https://doi.org/10.3406/anami.2013.8496>
- Watson, C.A., Reckling, M., Preissel, S., Bachinger, J., Bergkvist, G., Kuhlman, T., Lindström, K., Nemecek, T., Topp, C.F.E., Vanhatalo, A., Zander, P., Murphy-Bokern, D., Stoddard, F.L., 2017. Grain Legume Production and Use in European Agricultural Systems, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 235–303. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.003>
- Wilkinson, J.M., 2011. Re-defining efficiency of feed use by livestock. *Animal* 5, 1014–1022. <https://doi.org/10.1017/S175173111100005X>
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L.J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J.A., De Vries, W., Majele Sibanda, L., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Agustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S.E., Srinath Reddy, K.,

- Narain, S., Nishtar, S., Murray, C.J.L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet* 393, 447–492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)
- 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, 621–638. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.005>
- Woods, J., Williams, A., Hughes, J.K., Black, M., Murphy, R., 2010. Energy and the food system. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 2991–3006. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0172>
- Wright, C.D., Bureau of Labor, 1899. Thirteen Annual report, 1898. Hand and machine labor. Govt. Print. Off., Washington.
- Würtenberger, L., Koellner, T., Binder, C.R., 2006. Virtual land use and agricultural trade: Estimating environmental and socio-economic impacts. *Ecological Economics* 57, 679–697.

Annexe 1 (associée au Chapitre 1)

24. — Résumé général de la production.

TABLEAU I. — Résumé général, pour la France entière, de la production agricole.

Céréales et récoltes diverses en 1937 [Résultats définitifs]
et en 1938 [Résultats provisoires]

AGRICULTURE. ANNÉES 1937 ET 1938.

NATURE DES RÉCOLTES.	1937.					1938.		
	SUPERFICIE cultivée. (Mille hectares.)	PRODUCTION totale. (Mille quintaux.)	RENDÉMENT moyen par hectare. (Quin- taux.)	VALEUR totale. (Mille francs.)	PRIX moyen du quintal.	SUPERFICIE cultivée. (Mille hectares.)	PRODUCTION totale. (Mille quintaux.)	
I. — CÉRÉALES. (Grains seulement.)								
Froment	5.095	70.173	13,77	15.252.668	189,60	5.050	161.680	
Métail	73	879	12,06	122.085	139,85	83	1.009	
Seigle	663	7.397	11,15	849.873	123,42	664	8.063	
Orge	753	10.166	13,50	1.353.595	133,18	765	12.735	
Sarrasin	268	2.348	8,75	309.168	131,64	265	2.500	
Avoine	3.254	43.666	13,56	5.937.617	115,66	3.278	54.493	
Mais	345	5.145	13,90	635.633	123,53	343	6.368	
Millet	9	87	9,65	9.318	107,43	9	88	
II. — RÉCOLTES DIVERSES.								
Légumi- nières.	Légumes frais.	20	635	31,31	165.694	259,34	20	636
	Haricots verts.	30	1.257	41,53	190.366	151,39	27	1.033
	Petits pois.	176	1.236	7,01	374.331	502,92	196	1.219
Légumes secs.	Lentilles.	10	112	11,02	31.223	277,80	9	73
	Pois.	21	314	14,82	63.784	299,40	18	322
	Fèves.	31	350	11,29	47.534	135,63	29	376
Tubercu- les.	Fèvesoles.	27	390	14,26	67.965	148,76	33	419
	Pommes de terre.	1.439	159.114	105,84	7.947.814	69,95	1.404	170.992
	Topinambours.	150	20.516	136,62	284.780	13,88	140	27.278
Fourrages.	Bettleraves fourragères.	950	321.705	338,64	3.305.811	10,27	943	344.924
	Batavages et navets fourr.	200	34.890	174,21	443.708	12,66	165	31.094
	Carottes fourragères.	36	5.696	157,16	98.803	17,44	36	50.586
Cultures fourragères.	Ghous fourragères.	241	59.328	246,12	693.789	10,18	285	50.586
	Trèfle.	1.225	47.480	38,83	1.205.386	25,38	1.206	93.194
	Luzerne.	1.200	49.230	41,06	1.322.039	26,84	2.906	93.194
Prairies temporaires.	Sainfoin.	538	18.504	33,88	459.473	24,75	577	14.429
	Fourrages verts annuels.	705	116.345	165,09	1.170.083	10,08	720	110.976
	Frais naturels de fenche.	5.658	189.425	33,48	4.206.990	22,20	5.484	120.399
Horticulture industrielle.	Pâturages et jussés.	1.940	69.456	35,81	1.699.366	24,66	1.900	53.028
	Bettleraves industrielles.	4.094	60.867	14,76	992.479	16,42	4.107	53.617
	Tabac.	318	86.650	272,53	1.641.805	18,94	312	81.203
Cultures indus- trielles.	Houblon.	18	312	17,12	333.253	1.068,38	18	332
	Chaux.	4	3	0,75	20.762	569,25	4	31
	Lin.	26	56	2,15	11.317	200,80	41	235
Vignes.	Colza.	9	105	11,67	30.250	192,67	8	87
	Navette.	2	19	8,92	4.877	250,53	2	19
	Oilette.	1	1	9,50	146	153,96	1	1
Cultures fruitières.	Vaisin de table.	34	1.591	47,02	402.342	259,88	33	1.317
	Châtaignes.	1	1.624	1.624	146.102	102,63	1	1.252
	Noix.	1	423	423	121.603	287,19	1	375
Fruitiers.	Olives.	1	300	300	42.742	142,47	1	684
	Pêches.	1	643	643	218.640	339,87	1	50
	Abricots.	1	121	121	41.238	257,90	1	3.436
Horticulture florale.	Poirs et pommes à couteau.	1	2.548	2.548	439.442	172,30	1	80.983
	Poirs et pommes à cidre.	1	25.813	25.813	690.267	23,60	1	131
	Cerises.	1	473	473	115.795	244,89	1	251
Cultures maraichères.	Prunes.	1	271	271	58.405	215,30	1	67
	Prunes à perrons.	1	41	41	13.629	335,44	1	1.574
	Horticulture fruitière à plein.	135	1.094.009	8.099	1.094.009	13,28	135	1.709
Cultures diverses.	Pépinières.	10	197.500	19.750	197.500	19,75	10	98
	Pépinières.	18	261.592	14,53	261.592	14,53	18	166
	Cultures maraichères.	428	5.298.858	12,38	5.298.858	12,38	428	92
CULTURES DIVERSES. (Production en 1937, en milliers de quintaux.)								
Amandes	49	Truffes	3	Choux-fleurs	2.488	Oignons	1.574	
Cassis	34	Artichauts	979	Chicorée à café	1.766	Tomates	1.709	
Fraises	187	Asperges	649	Choux à choucroute	965	Graines de luzerne	98	
Framboises	9	Carottes potagères	2.445	Oranges	10	de sainfoin	90	
Graines	22	Champignons	211	Mandarines	3	de trèfle	166	
Melons	1.706	AIL	394	Choux	3.268	de betteraves	92	

Statistique agricole annuelle 1937. — Journal officiel des 24 septembre, 26 novembre, 9 et 15 décembre 1935, 17 juin 1939.

Figure A1.1 : Exemple de sources de données disponibles extraites de l'annuaire statistique de 1938. Source : image digitalisée (SGD, 1938).

Annexe A1.A. Détails du calcul de la production nette primaire.

La production primaire nette est calculée en termes d'énergie brute avec l'équation suivante pour chacune des années à partir de l'équation A1.1.

$$NPP = \sum_{i, \text{cultures arables}} Q_i \cdot GE_i + \sum_{i, \text{cultures arables}} Q_i \cdot GE_i \cdot \left(\frac{1-IR_i}{IR_i} \right) + \sum_{i, \text{prairies}} P_i \cdot GED_i \quad (\text{eq. A1.1})$$

La NPP_e est calculée avec l'équation A1.2.

$$NPP_e = \sum_{i, \text{cultures arables}} Q_i \cdot GE_i + \alpha \cdot \sum_{i, \text{cultures céréales}} Q_i \cdot GE_i \cdot \left(\frac{1-IR_i}{IR_i} \right) + \beta \cdot \sum_{i, \text{prairies}} P_i \cdot GED_i \quad (\text{eq. A1.2})$$

Où :

Q_i la quantité de production récoltée par catégorie de culture arable i exprimée en kg MB

GE_i l'énergie brute par catégorie de culture arable i en MJ/kg MB

GED_i l'énergie brute par catégorie d'herbe i en MJ/kg MS

IR_i l'indice de récolte par catégorie de culture arable i

P_i la quantité de production de biomasse par catégorie d'herbe de prairie i en kg MS

α la part de paille de céréales utilisée pour l'alimentation animale

β la part d'herbe de prairies récoltées et broutées

Les variables ci-dessus sont basées sur les ressources suivantes :

Q_i les quantités de production sont basées sur les statistiques agricoles annuelles en France pour la période avant 1961 (INSEE, 1990, 1990, 1952; Ministère de l'Agriculture, 1970a, p., 1948, 1936, 1898). Pour les années entre 1961 et 2013, elles sont basées sur les données de la FAO (FAOSTAT, 2018) et le bureau des statistiques du Ministère de l'Agriculture pour les années 2014,2015,2016 (Agreste, 2019)

GE_i, GED_i les contenus d'énergie brute des produits i , qui sont considérés constants sur toute la période disponibles sur le tableau A1.1.

IR_i les indices de récoltes IR_i par culture arable, qui sont considérés constants sur la période d'étude et présentées dans le tableau A1.1 excepté pour les céréales. Les valeurs IR de céréales sont fournies dans les statistiques agricoles nationales pour les années 1882,1892,1913,1929 (Ministère de l'Agriculture, 1936, 1898)et pour

les années entre 1939 et 1969 (Ministère de l’Agriculture, 1947 à 1970, 1948). Pour les autres années, les IR sont calibrés à partir des données disponibles.

- P_i les productions de biomasse d’herbe qui sont basées sur les données de productions des prairies permanentes, temporaires et artificielles extraites des statistiques agricoles nationales entre 1882 et 1988 (INSEE, 1990, 1961, 1952; Ministère de l’Agriculture, 1970, p., 1948, 1936, 1898) et les données Agreste pour les années de 1988 à 2016 (Agreste, 2019). Les statistiques nationales françaises fournissent des données d’estimation cohérentes sur la période étudiée pour la production d’herbe (Agreste, 2001).
- α la part de paille destinée à l’alimentation animale, qui est considérée constante égale à 90% de la production totale de paille jusqu’en 1950 (Toutain, 1971) et égale à 15% (Ministère de l’Agriculture, 1975) en 1974 et 2% aujourd’hui (Agreste, 2013a). Les hypothèses d’utilisation de la paille pour les autres années sont dans la figure 1.17. Aujourd’hui 35% de la production de la paille est utilisée pour constituer la litière des animaux de ferme.
- β la part de l’herbe récoltée et broutée qui est utilisée comme alimentation animale représente 80% de la production totale des prairies pour les années récentes entre 2001 et 2010 (Agreste, 2013a). β est supposé constant à cette valeur au cours de la période d’étude.

Tableau A1.1 : Énergie brute (MJ/kg) en matière brute, contenu protéique (% N de produit) et l’indice de récolte (IR) par type de production agricole. Prairies et fourrages annuels sont en MJ/kg de matière sèche. Sources: (Chatzimpiros and Barles, 2010; Gerbens-Leenes et al., 2013; Lassaletta et al., 2014a; NRC, 2001)

Produit	Energie Brute EB	Contenu N %	Indice de récolte IR	
			Voir les valeurs dans la figure 1.4 du chapitre 1	
Céréales	16.2	1.95%		
Racines amyloacées	3.8	0.25%	0.7	
Cultures sucrières	3.8	0.23%	0.7	
Sucre & édulcorants	18	0.00%	N/D	
Oléagineux	grain	26.6	3.90%	0.32
	huile	36.9	0.00%	
	tourteau	19.8	6.00%	
Légumes	2.3	0.23%	0.9	

Fruits			
Coque	24	0.28%	N/D
Légumes secs	17.2	3.52%	0.5
Fruits	2.6	0.30%	N/D
Alcool	3.8		N/D
<hr/>			
Prairies artificielles	17.2	1.50%	1
Prairies temporaires	17.2	0.50%	1
Prairies permanentes	17.2	0.50%	1
Fourrages annuels	17.2	0.50%	1
Paille	16.2	1.60%	N/D. Voir céréales
<hr/>			
Viande bovine	13.5	3.08%	N/D
Viande porcine	13.5	2.14%	N/D
Viande volaille	13.5	1.97%	N/D
Viande ovine et caprine	13.5	3.08%	N/D
Œufs	6.9	2.14%	N/D
Lait	3	0.53%	N/D

Tableau A1.2 : Table des coefficients d'équivalence par type de culture du poids moyen exprimé en kilogramme (kg) d'un hectolitre (hl) de grain pour les différentes catégories de culture. Source: (Ministère de l'Agriculture, 1976).

Type de culture	Blé	Méteil	Seigle	Orge	Avoine	Sarrasin	Maïs	Millet
Poids d'un hl de grain exprimé en kg	78	73	72	64	50	61	70	70

Tableau A1.3 : ECE par catégorie de production animale et agrégée pour toutes les productions entre 1961 et 2010. ECE de la production de lait et de la viande bovine pour la période témoin de 2001 à 2010. NCE agrégé pour toutes les productions. Sources: cette étude, adapté de (Harchaoui and Chatzimpiros, 2017).

Années	ECE							NCE Toutes productions agrégée
	Lait	Viande bovine	Bovins	Porcs	Volailles	Moutons & Agneaux	Toutes productions agrégée	
1961			5.30%	14.80%	10.20%	1.50%	5.80%	11.2%
1962			5.40%	14.80%	10.50%	1.50%	5.90%	11.4%
1963			5.50%	14.90%	10.80%	1.50%	6.00%	11.5%
1964			5.50%	14.90%	11.10%	1.50%	6.10%	11.6%
1965			5.60%	14.90%	11.30%	1.50%	6.20%	11.6%
1966			5.70%	15.00%	11.60%	1.50%	6.20%	11.7%
1967			5.80%	15.00%	11.90%	1.50%	6.30%	11.9%
1968			5.90%	15.10%	12.20%	1.50%	6.30%	11.9%
1969			5.90%	15.10%	12.50%	1.50%	6.40%	12.0%
1970			6.00%	15.20%	12.70%	1.50%	6.50%	12.1%
1971			6.10%	15.20%	13.00%	1.50%	6.60%	12.1%

1972			6.10%	15.30%	13.30%	1.50%	6.70%	12.2%
1973			6.20%	15.30%	13.50%	1.50%	6.80%	12.2%
1974			6.30%	15.40%	13.80%	1.50%	6.80%	12.3%
1975			6.30%	15.40%	14.10%	1.60%	6.90%	12.4%
1976			6.40%	15.50%	14.30%	1.60%	7.00%	12.4%
1977			6.40%	15.50%	14.60%	1.60%	7.00%	12.4%
1978			6.50%	15.60%	14.80%	1.60%	7.10%	12.5%
1979			6.50%	15.70%	15.10%	1.60%	7.10%	12.5%
1980			6.60%	15.70%	15.30%	1.60%	7.20%	12.4%
1981			6.60%	15.80%	15.60%	1.70%	7.20%	12.5%
1982			6.70%	15.80%	15.80%	1.70%	7.30%	12.5%
1983			6.70%	15.90%	16.10%	1.70%	7.40%	12.5%
1984			6.80%	16.00%	16.30%	1.70%	7.40%	12.6%
1985			6.80%	16.00%	16.60%	1.80%	7.50%	12.6%
1986			6.90%	16.10%	16.80%	1.80%	7.60%	12.7%
1987			6.90%	16.20%	17.10%	1.80%	7.70%	12.7%
1988			6.90%	16.20%	17.30%	1.80%	7.80%	12.8%
1989			7.00%	16.30%	17.50%	1.90%	7.90%	12.8%
1990			7.00%	16.40%	17.80%	1.90%	7.90%	12.8%
1991			7.00%	16.40%	18.00%	1.90%	8.10%	12.9%
1992			7.00%	16.50%	18.20%	1.90%	8.20%	13.0%
1993			7.10%	16.60%	18.40%	2.00%	8.30%	13.0%
1994			7.10%	16.70%	18.70%	2.00%	8.50%	13.1%
1995			7.10%	16.70%	18.90%	2.00%	8.60%	13.1%
1996			7.10%	16.80%	19.10%	2.10%	8.60%	13.1%
1997			7.10%	16.90%	19.30%	2.10%	8.70%	13.1%
1998			7.10%	17.00%	19.50%	2.10%	8.80%	13.1%
1999			7.20%	17.10%	19.80%	2.20%	8.90%	13.1%
2000			7.20%	17.10%	20.00%	2.20%	8.90%	13.1%
2001	17.30%	2.40%	7.20%	17.20%	20.20%	2.30%	8.90%	13.1%
2002	17.60%	2.70%	7.20%	17.30%	20.40%	2.30%	8.90%	13.2%
2003	17.80%	2.90%	7.20%	17.40%	20.60%	2.30%	8.90%	13.2%
2004	17.90%	2.70%	7.20%	17.50%	20.80%	2.40%	8.90%	13.3%
2005	18.30%	2.60%	7.20%	17.60%	21.00%	2.40%	8.90%	13.3%
2006	18.20%	2.50%	7.20%	17.70%	21.20%	2.50%	8.70%	13.2%
2007	18.30%	2.50%	7.20%	17.70%	21.40%	2.50%	8.80%	13.2%
2008	17.50%	2.40%	7.20%	17.80%	21.60%	2.60%	8.90%	13.3%
2009	17.40%	2.50%	7.10%	17.90%	21.80%	2.60%	9.00%	13.4%
2010	17.70%	2.70%	7.10%	18.00%	22.00%	2.70%	9.00%	13.44%

Tableau A1.4 : Composition des rations alimentaires par catégorie animale (exprimée en % de l'apport énergétique)

Bovins

Années	Herbe	Fourrages annuels	Céréales	Tourteaux
1961	82.0%	14.0%	3.5%	0.5%
1962	81.3%	14.3%	3.8%	0.7%
1963	80.5%	14.6%	4.1%	0.8%
1964	79.8%	14.9%	4.4%	1.0%
1965	79.0%	15.1%	4.7%	1.1%

Porc

Herbe	Fourrages annuels	Céréales	Tourteaux
5.0%	4.0%	83.5%	7.5%
5.1%	4.0%	83.1%	7.8%
5.2%	4.0%	82.6%	8.1%
5.3%	4.0%	82.2%	8.5%
5.4%	4.1%	81.8%	8.8%

1966	78.3%	15.4%	5.0%	1.3%
1967	77.6%	15.7%	5.3%	1.5%
1968	76.8%	16.0%	5.5%	1.6%
1969	76.1%	16.3%	5.8%	1.8%
1970	75.4%	16.6%	6.1%	2.0%
1971	74.6%	16.8%	6.4%	2.1%
1972	73.9%	17.1%	6.7%	2.3%
1973	73.1%	17.4%	7.0%	2.4%
1974	72.4%	17.7%	7.3%	2.6%
1975	71.7%	18.0%	7.6%	2.8%
1976	70.9%	18.3%	7.9%	2.9%
1977	70.2%	18.6%	8.2%	3.1%
1978	69.4%	18.8%	8.5%	3.2%
1979	68.7%	19.1%	8.8%	3.4%
1980	68.0%	19.4%	9.1%	3.6%
1981	67.2%	19.7%	9.3%	3.7%
1982	66.5%	20.0%	9.6%	3.9%
1983	65.8%	20.3%	9.9%	4.1%
1984	65.0%	20.5%	10.2%	4.2%
1985	64.3%	20.8%	10.5%	4.4%
1986	63.5%	21.1%	10.8%	4.5%
1987	62.8%	21.4%	11.1%	4.7%
1988	62.1%	21.7%	11.4%	4.9%
1989	61.3%	22.0%	11.7%	5.0%
1990	60.6%	22.3%	12.0%	5.2%
1991	59.8%	22.5%	12.3%	5.3%
1992	59.1%	22.8%	12.6%	5.5%
1993	58.4%	23.1%	12.9%	5.7%
1994	57.6%	23.4%	13.1%	5.8%
1995	56.9%	23.7%	13.4%	6.0%
1996	56.2%	24.0%	13.7%	6.2%
1997	55.4%	24.2%	14.0%	6.3%
1998	54.7%	24.5%	14.3%	6.5%
1999	53.9%	24.8%	14.6%	6.6%
2000	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2001	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2002	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2003	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2004	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2005	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2006	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2007	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2008	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2009	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%
2010	53.2%	25.1%	14.9%	6.8%

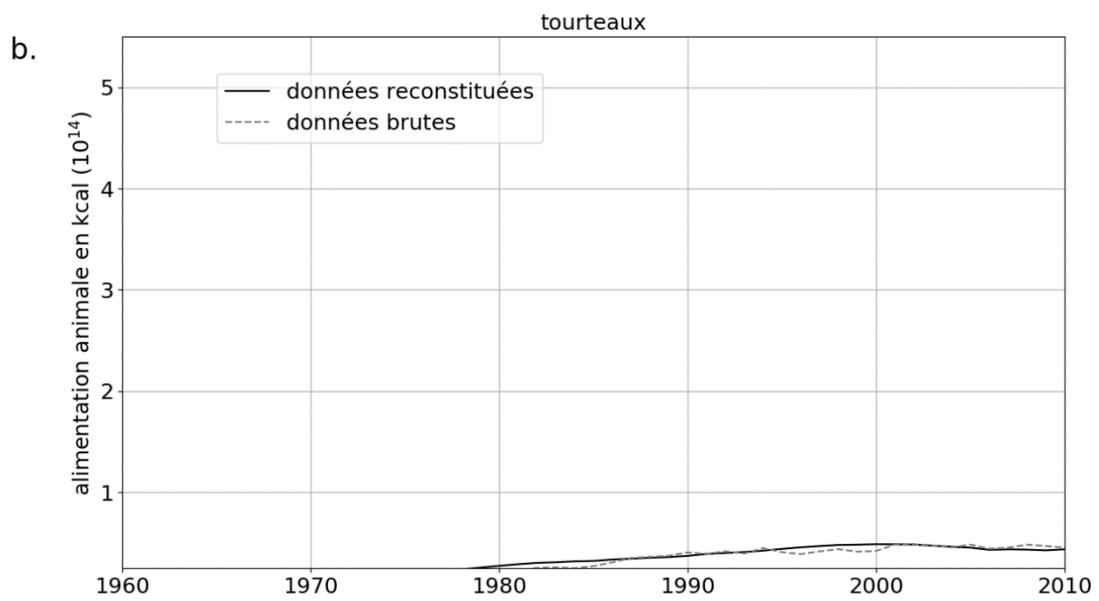
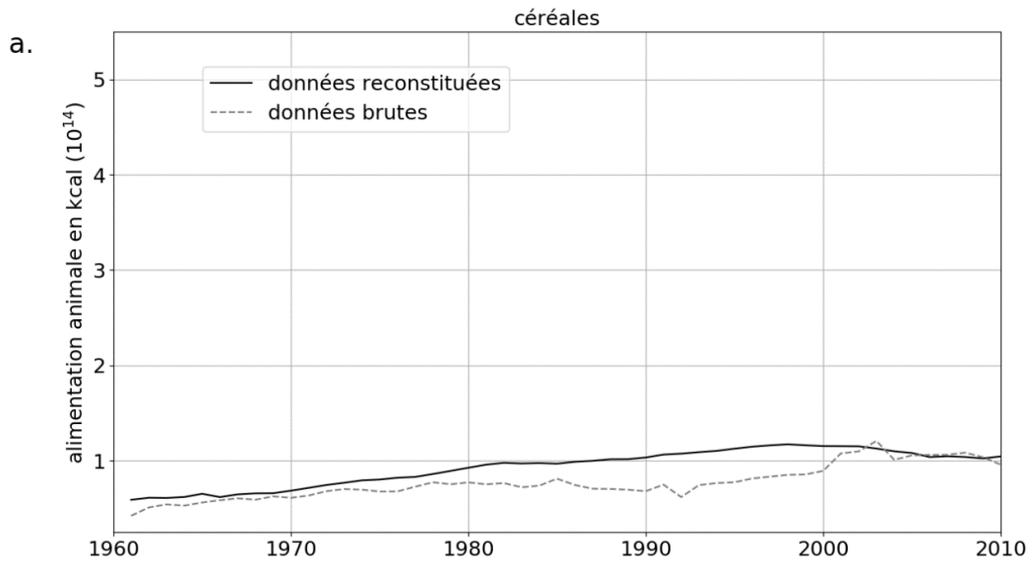
5.4%	4.1%	81.4%	9.1%
5.5%	4.1%	80.9%	9.4%
5.6%	4.1%	80.5%	9.7%
5.7%	4.1%	80.1%	10.1%
5.8%	4.1%	79.7%	10.4%
5.9%	4.2%	79.2%	10.7%
6.0%	4.2%	78.8%	11.0%
6.1%	4.2%	78.4%	11.3%
6.2%	4.2%	78.0%	11.7%
6.3%	4.2%	77.5%	12.0%
6.3%	4.2%	77.1%	12.3%
6.4%	4.2%	76.7%	12.6%
6.5%	4.3%	76.3%	12.9%
6.6%	4.3%	75.8%	13.3%
6.7%	4.3%	75.4%	13.6%
6.8%	4.3%	75.0%	13.9%
6.9%	4.3%	74.6%	14.2%
7.0%	4.3%	74.1%	14.6%
7.1%	4.4%	73.7%	14.9%
7.2%	4.4%	73.3%	15.2%
7.2%	4.4%	72.9%	15.5%
7.3%	4.4%	72.4%	15.8%
7.4%	4.4%	72.0%	16.2%
7.5%	4.4%	71.6%	16.5%
7.6%	4.4%	71.2%	16.8%
7.7%	4.5%	70.7%	17.1%
7.8%	4.5%	70.3%	17.4%
7.9%	4.5%	69.9%	17.8%
8.0%	4.5%	69.5%	18.1%
8.1%	4.5%	69.0%	18.4%
8.1%	4.5%	68.6%	18.7%
8.2%	4.6%	68.2%	19.0%
8.3%	4.6%	67.8%	19.4%
8.4%	4.6%	67.3%	19.7%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%
8.5%	4.6%	66.9%	20.0%

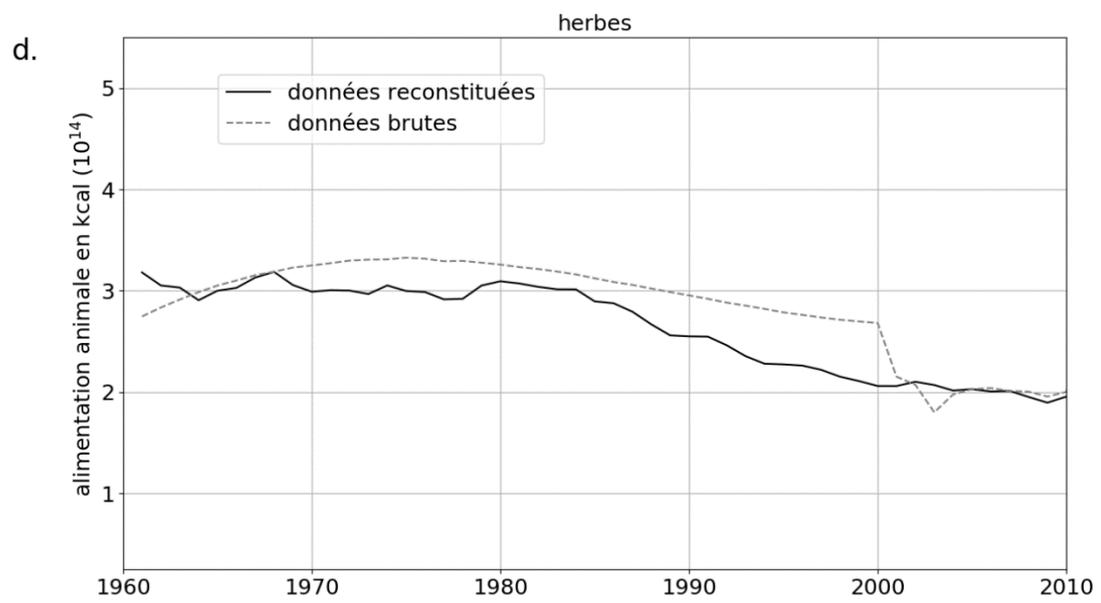
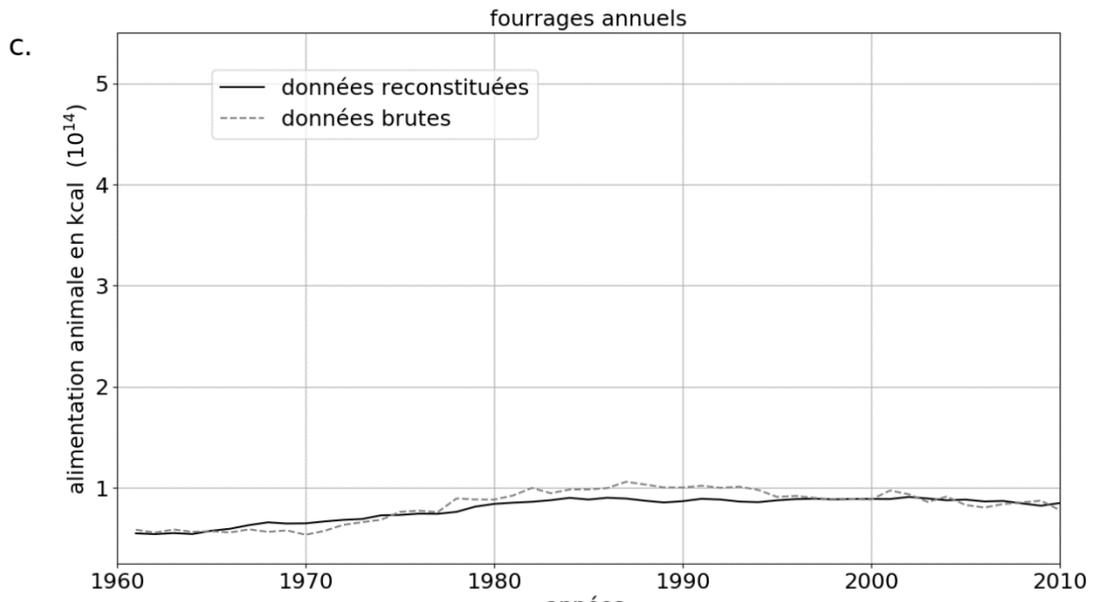
Tableau A1.5 : Empreinte spatiale de la production animale unitaire par catégorie animale 1961 et 2010 (m²/MJ).

Source : cette étude, (Harchaoui and Chatzimpiros, 2017)

Années	Bovin	Porc	Volaille	Mouton et Agneau
1961	2.6	1.7	2.6	9.9
1962	3.2	1.4	2.0	12.0
1963	2.4	1.5	2.2	9.4
1964	2.7	1.3	1.8	10.7
1965	2.3	1.2	1.7	9.0
1966	2.2	1.4	1.9	8.8
1967	2.2	1.1	1.5	9.0
1968	2.0	1.1	1.5	8.2
1969	2.0	1.1	1.5	8.4
1970	2.0	1.2	1.5	8.2
1971	1.9	1.1	1.3	8.1
1972	1.9	0.9	1.1	7.9
1973	1.7	0.9	1.1	7.3
1974	1.8	1.0	1.2	7.7
1975	1.8	1.1	1.3	7.6
1976	2.4	1.1	1.3	10.1
1977	1.6	1.0	1.2	6.7
1978	1.6	0.9	1.0	6.5
1979	1.6	0.9	1.1	6.6
1980	1.5	0.8	0.9	6.4
1981	1.6	0.8	0.9	6.6
1982	1.6	0.8	0.9	6.4
1983	1.6	0.8	0.9	6.5
1984	1.5	0.7	0.7	6.2
1985	1.5	0.7	0.7	6.1
1986	1.6	0.8	0.8	6.6
1987	1.4	0.7	0.7	5.7
1988	1.4	0.7	0.7	5.4
1989	1.7	0.7	0.7	6.6
1990	1.6	0.7	0.7	6.4
1991	1.5	0.6	0.6	5.8
1992	1.3	0.7	0.7	4.9
1993	1.3	0.6	0.6	4.8
1994	1.3	0.6	0.6	4.8
1995	1.4	0.6	0.6	5.1
1996	1.4	0.6	0.6	5.2
1997	1.3	0.6	0.6	4.7
1998	1.3	0.6	0.5	4.4
1999	1.2	0.6	0.5	4.2
2000	1.2	0.6	0.6	4.1
2001	1.3	0.6	0.6	4.2
2002	1.2	0.6	0.5	4.0
2003	1.6	0.7	0.6	5.3
2004	1.2	0.5	0.5	3.8
2005	1.4	0.6	0.5	4.3
2006	1.3	0.6	0.5	4.1
2007	1.2	0.6	0.6	3.5
2008	1.2	0.5	0.5	3.4
2009	1.2	0.5	0.5	3.6

2010	1.4	0.6	0.5	3.9
------	-----	-----	-----	-----





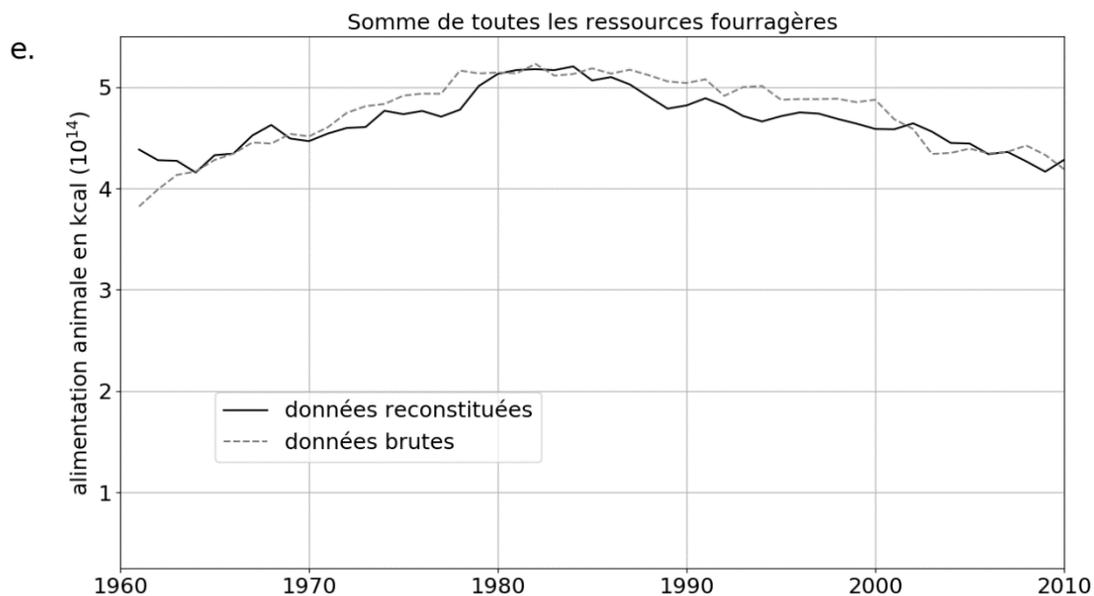


Figure A1.2 : Comparaison par catégorie de ressource fourragère entre la somme reconstituée des alimentations animales modélisées de toutes les catégories de production animale et la disponibilité totale calculée à partir des données brutes et exprimée en kcal. a. céréales b. tourteaux c. fourrages annuels d. herbe e. somme de toutes les ressources fourragères. Sources: cette étude, (Agreste, 2019; FAOSTAT, 2018), adapté de (Harchaoui and Chatzimpiros, 2017).

Annexe 2 (sans documents)

Annexe 3 (associée au Chapitre 3)

Annexe A3.A : Calcul de l'efficacité de conversion énergétique de la biomasse en combustible

Cette annexe fournit des détails supplémentaires sur le calcul de l'efficacité de conversion énergétique de la biomasse en combustible. Il existe une grande variété de combustibles produits à partir de la biomasse. La capacité d'un combustible à produire de l'énergie mécanique est communément appelée énergie libre et est proportionnelle à sa densité énergétique. La densité énergétique varie considérablement d'un combustible à l'autre. Lorsqu'on compare différents combustibles et leur capacité à remplacer les combustibles fossiles, il est crucial d'utiliser une densité énergétique de référence commune à tous les combustibles.

La densité énergétique du pétrole brut est d'environ 42 GJ/t et donc environ trois fois plus élevée que la densité énergétique de la biomasse sèche (16 MJ/kg) en comptant plantes culturales et fumier (NRC, 2001). La biomasse sèche peut être convertie en combustibles gazeux et liquides de différentes densités énergétiques par diverses voies et technologies de conversion (Huang and Zhang, 2011; McKendry, 2002). La densité énergétique des biocarburants produits à partir de la biomasse agricole n'est pas nécessairement comparable à celle des combustibles fossiles utilisés comme entrées dans l'agriculture. Par conséquent, il faut plus d'unités de biocarburant pour remplacer une unité de combustible fossile.

Par exemple, la densité énergétique de l'éthanol est de 26 MJ et l'éthanol peut être produit à partir de la biomasse végétale, y compris les céréales, les résidus et le fumier. L'efficacité de conversion énergétique de la biomasse en combustible est liée au potentiel de fermentation ou de gazéification par tonne de matière sèche (MS). Pour la paille, le potentiel de gazéification est de $220 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1} \text{ MS}$ (Ademe, 2013) soit 7700 MJ. Pour le fumier, c'est environ $170 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1} \text{ MS}$ (Ademe, 2013) et donc 6000 MJ. Si l'on considère une teneur énergétique en matière organique sèche de $16 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ (NRC, 2001), l'efficacité de conversion de la biomasse en éthanol à partir des résidus agricoles est d'environ 42 %. Cette efficacité est en accord avec l'efficacité de 45 à 55 % estimée pour la fermentation du maïs en éthanol et avec l'efficacité de 50 % pour la conversion du sucre cellulosique en éthanol (Huang and Zhang, 2011; NRC, 2001) étant donné les différences dans la composition chimique des matières premières. Pour exprimer la production d'éthanol en termes d'équivalent pétrole, la production d'éthanol doit

être multipliée par 26/42. Ce facteur représente la différence de densité énergétique entre l'éthanol et le carburant équivalent pétrole. Par conséquent, en supposant une efficacité énergétique de 50 % de la biomasse à l'éthanol, l'efficacité énergétique de la biomasse à un combustible équivalent pétrole est de $50 \% \times 26/42 = 30 \%$.

Nous utilisons cette efficacité de conversion énergétique pour évaluer l'équivalent biomasse primaire de la consommation actuelle de carburant pour les travaux mécaniques.

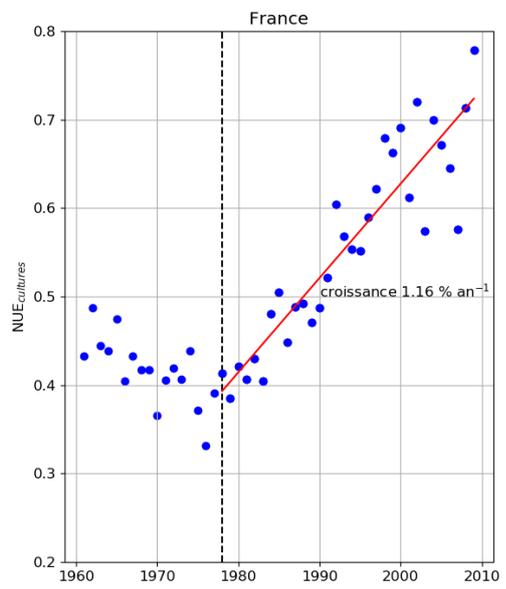
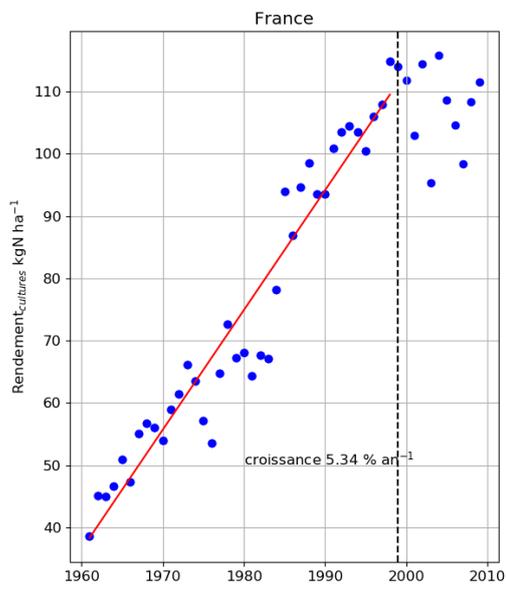
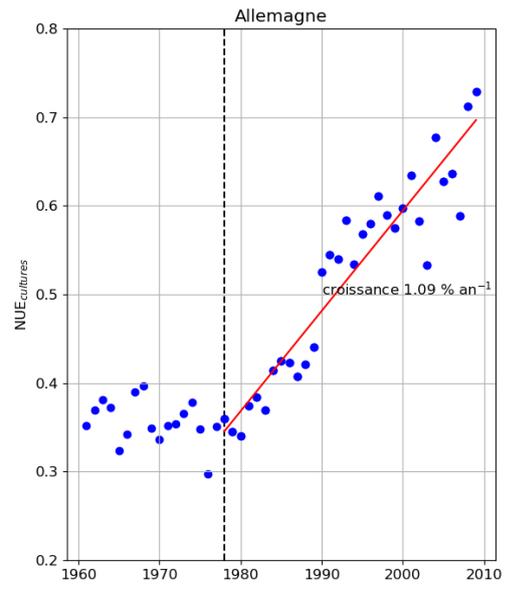
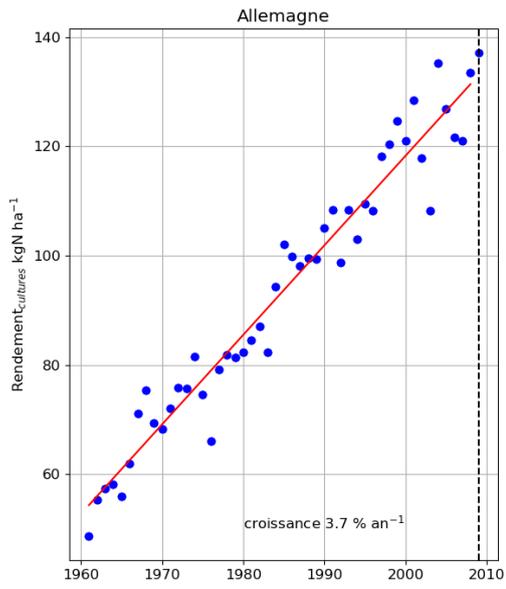
Annexe A3.B : Calcul de la production actuelle de biocarburants de l'agriculture française en termes d'équivalent pétrole carburant

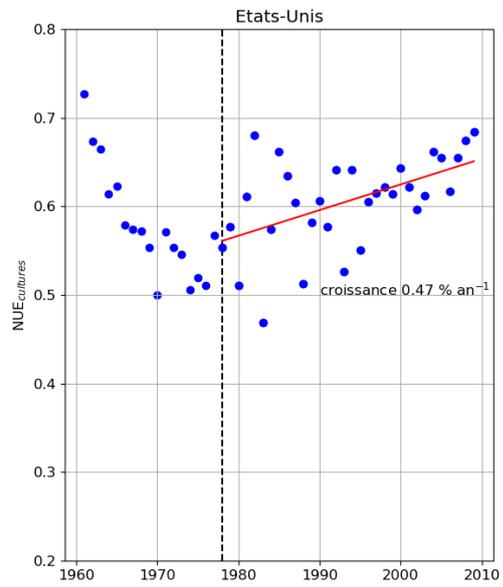
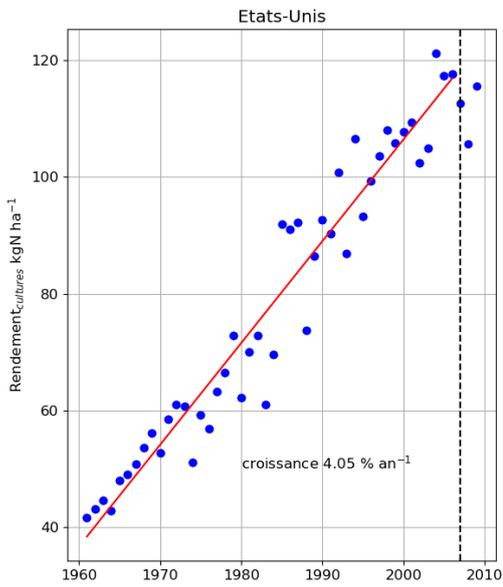
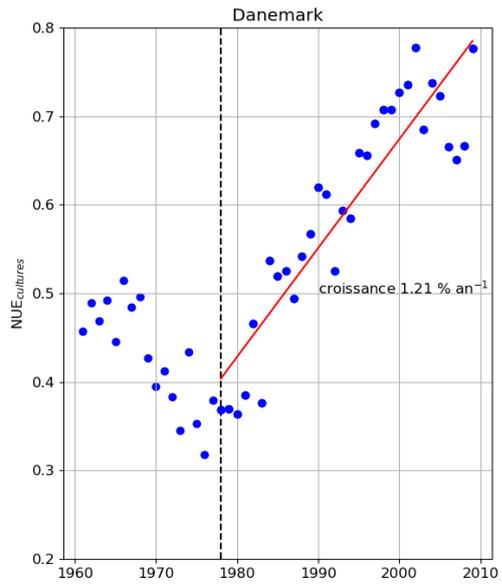
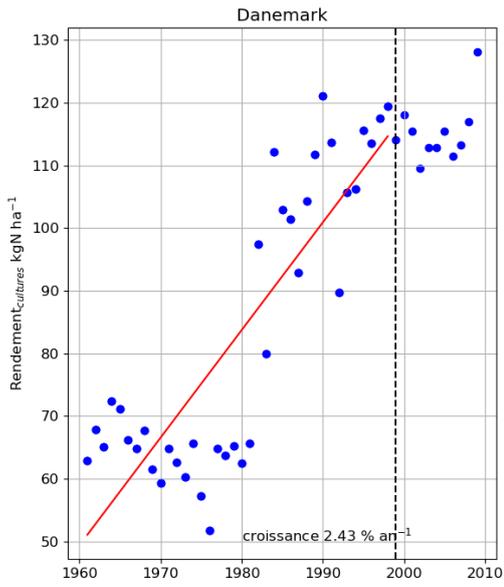
Aujourd'hui, l'agriculture française produit environ 100 PJ (en équivalent pétrole) (Ademe et al., 2017) de biocarburants de première génération, principalement du biodiesel, à partir de colza. Le rendement de la biomasse par rapport au biodiesel est d'environ 42-52% (Huang and Zhang, 2011). Nous utilisons l'équivalence arrondie de 50 % entre le biodiesel et la matière première de la biomasse primaire, ce qui signifie que l'équivalent en biomasse primaire de la production française actuelle de biodiesel de 100 PJ (en équivalent pétrole) est de $100/50 \% = 200$ PJ.

Annexe 4 (associée au Chapitre 4)

Annexe A4.A : Situation actuelle et tendances historiques de $NUE_{cultures}$ et des rendements de cultures

La Figure A4.1 montre les rendements des cultures et les $NUE_{cultures}$ pour tous les pays en 2011, tels qu'ils sont calculés dans *Lassaletta et al. (2014)*. Les pays qui ont des NUE supérieures à 1 font une exploitation minière des stocks d'azote dans le sol (*Lassaletta et al., 2014a*). Les cinq pays encadrés en rouge dans la Figure A4.1. (Autriche, France, Allemagne, Danemark, États-Unis, France) présentent des rendements des grandes cultures et des $NUE_{cultures}$ proches des valeurs considérées dans les limites de production alimentaire mondiale. Pour ces cinq pays, ainsi que pour la Chine (le plus grand producteur de cultures) et le monde, nous montrons dans la Figure A4.2, les trajectoires historiques du rendement des grandes cultures et des $NUE_{cultures}$ depuis 1961 selon (*Lassaletta et al., 2014a*) et (*Zhang et al., 2015*). Ces cinq pays, considérés comme les plus performants, sont parvenus à augmenter simultanément le rendement des grandes cultures et la $NUE_{cultures}$ au moins au cours d'une sous-période depuis 1961. Pour la Chine, le rendement des cultures continue d'augmenter au détriment de la $NUE_{cultures}$. Dans le monde, le rendement des cultures continue d'augmenter tandis que la $NUE_{cultures}$ a tendance à se stabiliser. Dans chacune des figures associées au pays d'analyse, les taux de croissance annuels calculés et la période de temps correspondante sont celles utilisées dans la Figure 4.13 du texte principal.





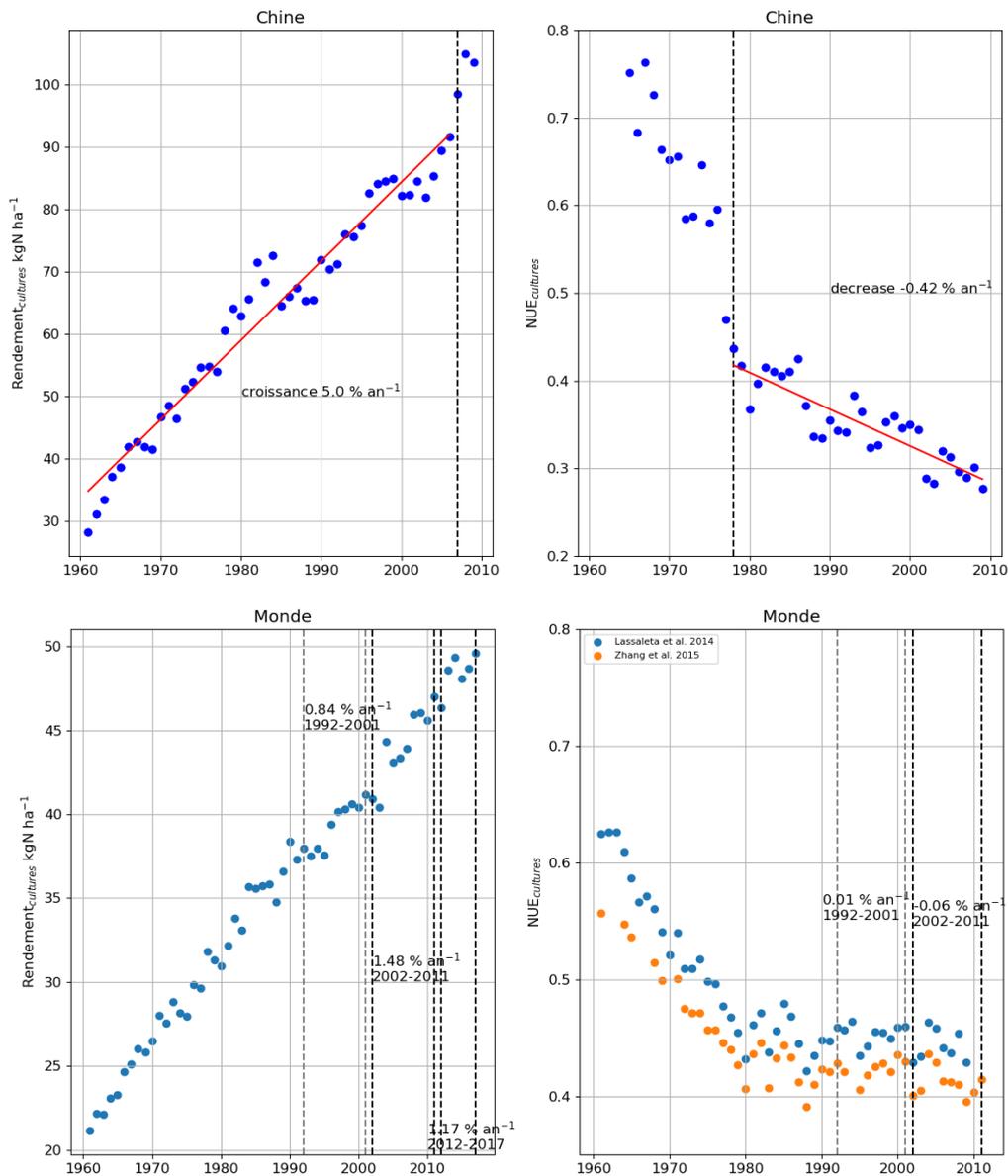


Figure A4.2 : Historique des rendements de cultures et $NUE_{cultures}$ des 5 pays les plus performants (Autriche, Allemagne, France, Danemark et États-Unis) ainsi que de la Chine, en tant que pays plus grand producteur de cultures et du monde. Sources : Les données nationales de rendement de culture et $NUE_{cultures}$ sont extraites de (Lassaletta et al., 2014a). À l'échelle mondiale, les données de rendement sont extraites de la FAOSTAT et les données de $NUE_{cultures}$ sont basées sur les calculs de Zhang et al. (2015) et Lassaletta et al. (2014). Les lignes pointillées verticales délimitent les périodes utilisées pour le calcul des taux de croissance historique des rendements de grandes cultures et de $NUE_{cultures}$ dans la figure 4.12 du texte principal.

Tableau A4.1. Liste des pays par régions du monde, définie par la catégorisation de la FAO (FAOSTAT, 2018)

Oceania	North America	Central America	South America	Caribbean	Western Europe	Eastern Europe	Southern Europe	Northern Europe	Eastern Africa	Middle Africa	Northern Africa	Southern Africa	Western Africa	Western Asia	Central Asia	Eastern Asia	Southern Asia	South-Eastern Asia
Australia	Canada	Belize	Argentina	Antigua and Barbuda	Austria	Belarus	Albania	Denmark	Burundi	Angola	Algeria	Botswana	Benin	Armenia	Kazakhstan	China, Hong Kong SAR	Afghanistan	Brunei Darussalam
Fiji	United States of America	Costa Rica	Bolivia	Bahamas	Belgium	Bulgaria	Bosnia and Herzegovina	Estonia	Comoros	Cameroon	Egypt	Lesotho	Burkina Faso	Azerbaijan	Kyrgyzstan	China, mainland	Bangladesh	Cambodia
Guam		El Salvador	Brazil	Barbados	France	Czechia	Croatia	Finland	Djibouti	Central African Republic	Libya	Namibia	Cabo Verde	Cyprus	Tajikistan	China, province of	Bhutan	Indonesia
Micronesia (Federated States of)		Guatemala	Chile	Cuba	Germany	Hungary	Greece	Ireland	Eritrea	Chad	Morocco	South Africa	Côte d'Ivoire	Georgia	Turkmenistan	Democratic People's Republic of Korea	India	Lao People's Democratic Republic
New Caledonia		Honduras	Colombia	Dominica	Luxembourg	Poland	Italy	Latvia	Ethiopia	Congo	Sudan	Swaziland	Gambia	Iraq	Uzbekistan	Japan	Iran (Islamic Republic of)	Malaysia
New Zealand		Mexico	Ecuador	Dominican Republic	Netherlands	Republic of Moldova	Malta	Lithuania	Kenya	Dem. Republic of the Congo	Tunisia		Ghana	Israel		Mongolia	Maldives	Myanmar
Papua New Guinea		Nicaragua	French Guiana	Grenada	Switzerland	Romania	Montenegro	Norway	Madagascar	Gabon	Western Sahara		Guinea	Jordan	Republic of Korea		Nepal	Philippines
Solomon Islands		Panama	Guyana	Haiti	Russian Federation	Slovakia	Portugal	Sweden	Malawi	Sao Tome & Principe		Guinea-Bissau	Kuwait			Pakistan	Thailand	
Vanuatu			Paraguay	Jamaica		Slovenia	Serbia	United Kingdom	Mauritius			Liberia	Lebanon			Sri Lanka	Timor-Leste	
			Peru	Montserrat		Ukraine			Mozambique			Mali	Occupied Palestinian Territory				Viet Nam	
			Suriname	Puerto Rico		Spain	The for. Yugoslav Republic of Macedonia		Réunion			Mauritania	Oman					
			Uruguay	Trinidad and Tobago					Rwanda			Niger	Qatar					
			Venezuela						Somalia			Nigeria	Saudi Arabia					
									South Sudan			Senegal	Syrian Arab Republic					
									Uganda			Sierra Leone	Turkey					
									United Republic of Tanzania			Togo	United Arab Emirates					
									Zambia				Yemen					
									Zimbabwe									

Tableau A4.2 : Données sous-jacentes et résultats du modèle pour toutes les régions du monde en 2013. Sources :
 (1) calculé à partir du module FAOSTAT surfaces et des données de production (FAOSTAT, 2018) (2) calculé à partir des données de surface de la FAOSTAT et détails dans la section 4.3.2 (3) calculé à partir des bilans alimentaires (FAOSTAT FBS, 2018) (4) calculé à partir de (Mueller et al., 2012).

Régions	population	surface agricole ⁽¹⁾	rapport de surface de surface ⁽¹⁾	données sous-jacentes						résultats					
				fertilité BNF ⁽²⁾	fertilité BNF grandes cultures ⁽²⁾	N _{sol} ⁽¹⁾	Rendement _{grandes cultures} ⁽¹⁾	part de grain-fourrage ⁽³⁾	maximum réalisable grandes cultures	Rendement alimentaire N apparent	autosuffisance en N apparente	Rendement alimentaire N corrigé par les échanges d'aliments du bétail	autosuffisance en N corrigé par les échanges d'aliments du bétail	écart de rendement alimentaire régional	part de la production animale dans le rendement alimentaire
Océanie	38	390	93.2	5.9	4.1	59	40	65	77	2.6	73	2.1	73	6.7	29
Amérique du Nord	351	403	75.9	29.5	4.2	154	100	50	100	27.4	43	18.8	43	28.1	14
Amérique Centrale	168	117	81.0	9.2	5.1	87	39	46	80	6.7	39	1.8	45	18.2	37
Amérique du Sud	408	621	87.4	28.5	7.1	87	50	52	63	16.8	74	7.4	74	9.9	12
Caribes	43	10	55.9	18.6	9.7	29	18	41	28	8.6	46	0.1	60	13.4	40
Europe de l'Ouest	191	46	45.1	21.3	2.1	174	118	70	129	48.6	12	26.4	14	76.9	40
Europe de l'Est	294	234	51.9	11.0	1.4	47	52	58	85	18.4	33	15.9	33	44.4	21
Europe du Nord	102	32	62.5	13.9	3.5	187	97	68	113	25.8	15	10.4	18	47.1	44
Europe du Sud	153	54	48.4	13.2	1.8	86	54	69	72	17.5	17	1.8	21	39.4	44
Afrique de l'Est	378	345	80.6	10.0	6.1	10	23	17	66	4.6	88	4.6	88	15.9	11
Afrique Centrale	144	163	86.5	7.2	3.4	3	14	18	54	2.4	95	2.2	97	9.4	7
Afrique du Nord	217	167	78.3	8.4	2.6	50	30	41	42	5.6	46	2.0	53	10.1	27
Afrique du Sud	62	158	96.4	6.5	2.0	78	50	44	89	1.7	78	1.3	80	4.2	41
Afrique de l'Ouest	334	300	65.1	9.3	5.8	7	15	27	36	4.8	83	4.6	84	14.5	9
Asie Centrale	66	282	90.9	5.7	0.8	31	35	56	70	2.1	78	2.0	78	8.2	29
Asie de l'Est	1,620	698	75.3	9.7	8.9	183	70	49	86	14.6	22	7.2	24	24.3	27
Asie du Sud	1,777	364	34.1	41.4	12.5	95	38	37	51	20.7	30	20.1	30	35.7	20
Asie du Sud-Est	620	143	16.5	35.5	15.9	63	32	43	35	22.6	29	47.5	32	31.0	15
Asie de l'Ouest	248	260	88.2	6.0	2.8	76	47	51	78	4.4	43.9	1.6	54	11.5	29
Monde	7200	4787	74.3	15.0	7.5	88	47	460	70	9.4	ND	ND	ND	20.4	26

Annexe A4.B : Rendement et pertes d'azote dans les limites organiques

La Figure A4.3 montre la variation du rendement des grandes cultures, des pertes d'azote et du rendement alimentaire dans L4a (Figure A4.3a) et L4b (Figure A4.3b) en fonction de la variation de la surface fixatrice par rapport à aujourd'hui ($\Delta S_{\text{fixatrice}}$) dans le cas de la part actuelle de grain-fourrage. Le rendement alimentaire maximise pour $\Delta S_{\text{fixatrice}}$ égale à 470 Mha en L4a et d'environ 200 Mha en L4b mais l'augmentation est assez faible dans les deux cas. $\Delta S_{\text{fixatrice}}$ est limitée à 100 Mha en L4a et L4b.

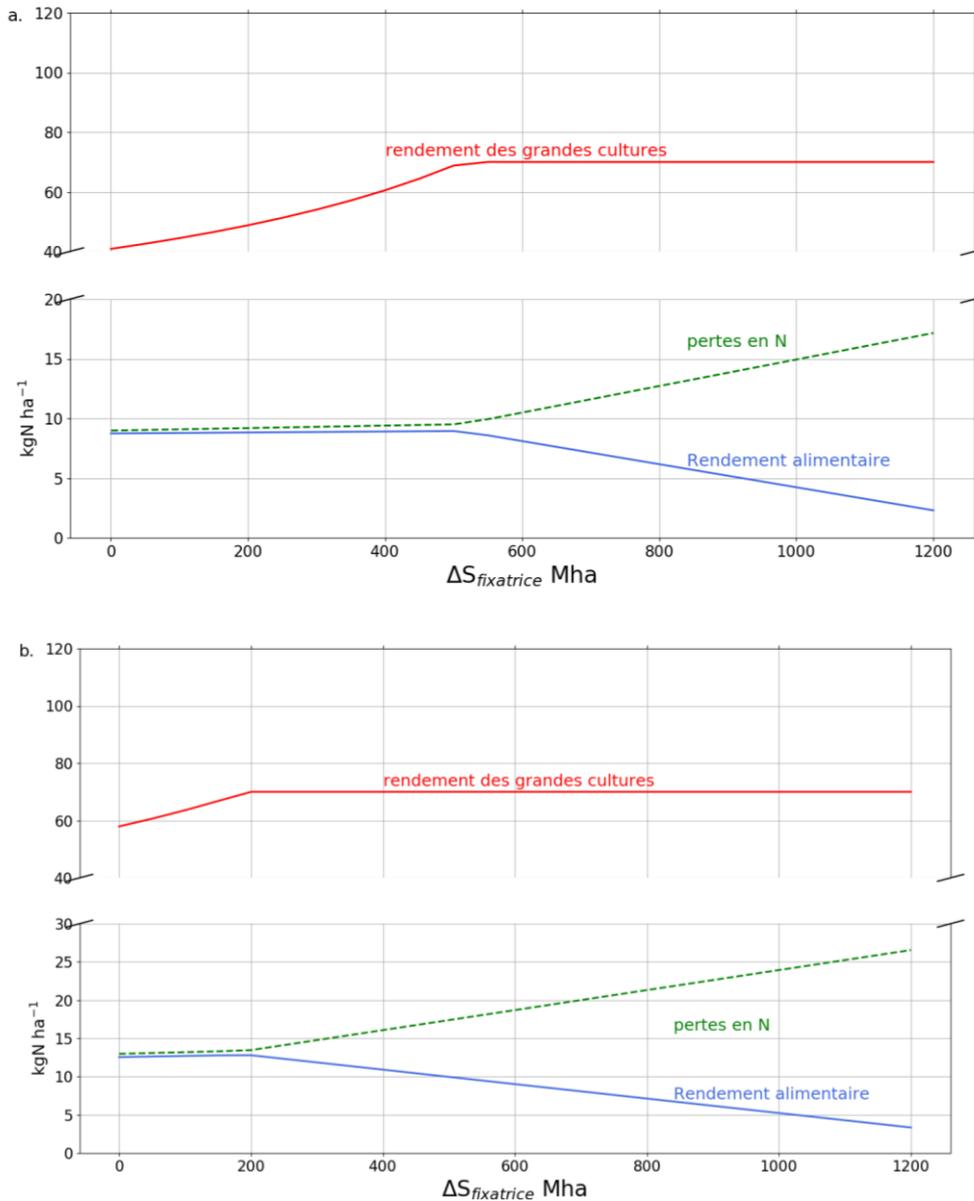


Figure A4.3 : Rendement alimentaire, pertes et rendement des grandes cultures dans les limites L4a (a) et L4b (b) en fonction de l'ajustement de la surface fixatrice ($\Delta S_{\text{fixatrice}}$) par rapport à la surface actuelle et avec la part actuelle de grain-fourrage. Le rendement alimentaire est maximum pour $\Delta S_{\text{fixatrice}}$ égale à 470 Mha dans L4a et environ 200 Mha dans L4b. Il faut noter que le rendement des grandes cultures et le rendement alimentaire maximisent pour des valeurs sensiblement différentes de $\Delta S_{\text{fixatrice}}$. Sources : cette étude, voir détails dans le texte.

Tableau A4.3 : Calcul des taux de croissance annuels moyens (% an⁻¹) requis pour les variables structurantes de l'agriculture pour atteindre les objectifs de production alimentaire maximale et de soutenabilité en azote (L3, L4b) en 2050 avec la part actuelle de grain-fourrage. Tous les taux sont des taux de croissance simple à partir de l'année référence de 2013. Pour la NCE, le taux de recyclage des effluents d'élevage et la NUE_{cultures}, qui sont des pourcentages, les taux de croissance sont calculés comme le rapport entre la différence des valeurs actuelles avec les valeurs cibles et le nombre d'années. Pour l'agriculture biologique, le taux de croissance est calculé en considérant un rendement de référence de 38kg N ha⁻¹, estimé 20% en dessous du rendement moyenne mondial actuel (Seufert and Ramankutty, 2017). Source : cette étude.

	Variables	Aujourd'hui 2013	Cibles 2050	Taux de croissance requis (% an ⁻¹)
Limite L3 à base de N _{ind}	Rendement _{grandescultures} kgN·ha ⁻¹	47	70	1.29
	NUE _{cultures} %	38.5	70	0.83
	Taux de recyclage des effluents d'élevage (β) %	24	70	1.21
	NCE %	10	12.5	0.07
	r _{BNF} ^{fixation} kgN·ha ⁻¹	15	15	0.00
Limite L4b biologique	Rendement _{grandescultures} kgN·ha ⁻¹	38	57	1.36
	NUE _{cultures} %	38.5	70	0.83
	Taux de recyclage des effluents d'élevage (β) %	24	70	1.21
	NCE %	10	12.5	0.07
	r _{BNF} ^{fixation} kgN·ha ⁻¹	15	25	1.75

Annexe 5 : Articles publiés

Reconstructing livestock production efficiency and land use for consumption in historical perspective. The case study of France, 1961-2010 publié dans **Land Use Policy** le 20 juin 2017.

élément sous droit, diffusion non autorisée

Energy, nitrogen and farm surplus transitions in agriculture from historical data modeling. France, 1882-2013 publié dans **Journal of Industrial Ecology** le 17 avril 2018.

élément sous droit, diffusion non autorisée

Can Agriculture Balance Its Energy Consumption and Continue to Produce Food? A Framework for Assessing Energy Neutrality Applied to French Agriculture publié dans *Sustainability* le 6 décembre 2018.

élément sous droit, diffusion non autorisée