

Changement de régime alimentaire, agro-écologie et circularité : remodeler le système agroalimentaire européen et fermer le cycle de l'azote

Gilles Billen ^{1*}, Eduardo Aguilera ², Rasmus Einarsson ^{2,3}, Josette Garnier ¹
Simone Gingrich ⁴, Bruna Grizzetti ⁵, Luis Lassaletta ², Julia Le Noë ⁴,
Alberto Sanz-Cobena ²

¹ INRAE SU CNRS EPHE, Umr Métis, Paris

² CEIGRAM, Madrid, Espagne

³ Chalmers University of Technology, Göteborg, Suède

⁴ Institut d'écologie sociale (SEC), Vienne, Autriche

⁵ Commission européenne, Centre commun de recherche (JRC), 21027 Ispra, Italie

* gilles.billen@upmc.fr

Résumé

Après la Seconde Guerre mondiale, l'évolution du système agroalimentaire européen a été marquée par l'intensification de l'utilisation d'engrais de synthèse, la spécialisation territoriale et l'intégration de l'alimentation humaine et animale dans les marchés mondiaux. Cette évolution a entraîné une augmentation des émissions d'azote dans les milieux aquatiques et l'atmosphère, émissions qui, en dépit des réglementations environnementales, continuent de nuire aux écosystèmes et au bien-être humain. Nous explorons ici comment ces pertes d'azote peuvent être drastiquement réduites dans un scénario actionnant en synergie trois leviers : (i) un changement de régime alimentaire vers moins de produits animaux et un recyclage efficace des excréments humains ; (ii) la généralisation des systèmes de cultures biologiques basés sur des rotations longues et diversifiées laissant place aux légumineuses fixatrices d'azote qui permettent de se passer des engrais azotés de synthèse ; et (iii) la reconnexion des systèmes d'élevage avec les systèmes de cultures permettant une utilisation optimale du fumier. Ce scénario démontre la possibilité de nourrir la population européenne projetée en 2050 sans importations d'aliments pour animaux et avec la moitié du niveau actuel de pertes environnementales d'azote.

Points clefs

- ✓ *L'évolution du système agroalimentaire européen depuis 50 ans montre son ouverture progressive et sa dépendance nette en protéines vis-à-vis du reste du monde.*
- ✓ *Un scénario combinant changement de régime alimentaire, généralisation des systèmes d'agriculture biologique et reconnexion agriculture-élevage permet d'atteindre l'autonomie alimentaire de l'Europe en 2050.*
- ✓ *Il permet en outre de réduire considérablement la pollution de l'eau et les émissions de gaz à effet de serre*

Abstract

After World War II, the evolution of Europe's agro-food system has been marked by intensified use of synthetic fertilizers, territorial specialization, and integration in global food and feed markets. This evolution led to increased nitrogen (N) losses to aquatic environments and the atmosphere, which despite increasing environmental regulations continues to harm ecosystems and human well-being. Here, we explore how these N losses can be drastically reduced in a scenario synergistically operating three levers: (i) a dietary change towards less animal products and an efficient recycling of human excreta; (ii) the generalization of region-specific organic crop rotation systems involving N fixing legumes, making it possible to do without synthetic N fertilizers; and (iii) the reconnection of livestock with cropping systems allowing optimal use of manure. This scenario demonstrates the possibility to feed the projected European population in 2050 without imports of feed and with half the current level of environmental N losses.

Key points

- ✓ The European agro-food system evolved during the last 50 years toward more commercial opening and a net protein dependency with respect to the rest of the world.
- ✓ A scenario combining dietary change, generalization of organic farming practices and reconnection of livestock and cropping systems allows to feed Europe in 2050.
- ✓ It also allows to considerably reduce water pollution and green-house gas emissions.

Introduction

L'agriculture est aujourd'hui un facteur clé de la qualité des eaux. Dans le programme PIREN-Seine sont étudiés divers scénarios d'évolution du système agroalimentaire du bassin de la Seine, dont certains envisagent des changements structurels radicaux. Toutefois, l'échelle du bassin ne permet pas d'envisager certaines implications de ces scénarios à des échelles plus vastes dans lesquelles le bassin est emboîté. C'est la raison pour laquelle il était nécessaire d'évaluer la faisabilité de scénarios radicaux de changement du système agroalimentaire à l'échelle de l'Europe tout entière. Le texte qui suit est la traduction française d'un article paru en juin 2021 dans la revue OneEarth :

Billen G., Aguilera E., Einarsson R., Garnier J., Gingrich S., Grizzetti B., Lassaletta L., Le Noë L., Sanz-Cobena A. (2021); Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle: the potential of combining dietary change, agroecology, and circularity One Earth 4: 839-850.
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.05.008>

Le système agroalimentaire européen, étroitement intégré aux réseaux commerciaux internationaux de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux, est un exemple paradigmatique d'agriculture industrielle façonnée par la Révolution Verte de l'après-guerre (Kastner et al, 2015 ; Krausmann et al, 2013). Dans ce document, nous entendons par « Europe » (ou « pays européens ») l'ensemble des pays situés à l'intérieur des frontières périphériques de l'Union européenne actuelle, comprenant ainsi 540 millions de personnes de l'actuelle UE27 plus le Royaume-Uni, la Norvège, la Suisse, l'Albanie, la Serbie, le Monténégro et la Macédoine du Nord. De la fin de la Seconde Guerre mondiale à l'effondrement de l'URSS, les politiques étatiques volontaristes de l'ensemble de l'Europe - malgré les conceptions assez opposées de l'économie dans les pays communistes et capitalistes - ont encouragé la transformation de la structure des systèmes agricoles dans le but commun d'augmenter la production au nom du progrès social, et l'objectif explicite de fournir un accès universel à une alimentation bon marché (Servolin, 1985 ; Niedertscheider et al, 2014 ; Bureau et Thoyer, 2014).

Les engrais azotés synthétiques, produits selon le procédé Haber-Bosch, ont joué un rôle majeur dans l'intensification de l'agriculture européenne en augmentant la productivité des cultures. Cependant, l'augmentation de l'approvisionnement en azote (N) dans l'agriculture a également entraîné une augmentation des pertes dans l'environnement, provoquant de multiples impacts graves sur les écosystèmes et la santé humaine à travers la pollution atmosphérique troposphérique, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, les émissions de gaz à effet de serre, la pollution des eaux souterraines, l'eutrophisation des eaux douces et marines côtières, et la perte de biodiversité aquatique et terrestre. *L'European Nitrogen Assessment* (ENA) fournit une analyse complète des défis environnementaux liés à l'azote dans le contexte européen (Sutton et al, 2011).

Les politiques agricoles dominantes dans les pays européens ont beaucoup évolué au cours des trois dernières décennies. A partir des années 1990, après l'effondrement de l'URSS, l'attention s'est progressivement déplacée de la productivité agricole vers une plus grande prise en compte des questions environnementales par le biais de réglementations et d'incitations économiques. Parallèlement, la poursuite de la spécialisation territoriale a été accélérée par les forces du marché, favorisées par l'intégration croissante des produits agricoles dans le commerce international à la suite de l'abandon progressif des politiques protectionnistes (Kuemmerle et al, 2015). Un aspect de cette tendance à la spécialisation est l'abandon de l'agriculture sur des terres moins favorables à la production agricole (McDonald et al, 2000 ; Terres et al, 2015), entraînant ainsi une expansion forestière dans ces régions (Palmera-Iniesta et al, 2021) et une intensification de l'agriculture dans les autres plus adaptées (Leviers et al, 2016 ; Plutzer et al, 2016).

Cette tendance simultanée à l'intensification et à l'abandon des terres, bien que résultant en grande partie d'une logique purement économique, a récemment été justifiée d'un point de vue environnemental en opposant les alternatives de *land sparing* (économie de terres) et de *land sharing* (partage des terres) (Fischer et al, 2008 ; Phalan et al, 2011). Le principal argument avancé en faveur du *land sparing* - intensifier sur les meilleurs sols pour laisser plus de place aux espaces naturels - est qu'augmenter la production par unité de surface permettrait de nourrir une population croissante tout en limitant l'empreinte spatiale des activités agricoles, donc de consacrer plus d'espace à la nature et à la biodiversité.

Dans ce contexte, il est de plus en plus reconnu que les modèles européens d'utilisation des terres ont des ramifications mondiales à travers le commerce international. Par exemple, alors que la nouvelle stratégie européenne *de la Ferme à la Fourchette* (Farm to Fork, CE, 2020, 2020b) répond aux ambitions du Green Deal de l'UE de réduire considérablement la pollution par l'azote, des inquiétudes ont été exprimées quant au fait que les mesures prises pour protéger l'environnement en Europe pourraient entraîner une augmentation de la pollution sur d'autres continents, aggravant les inégalités entre pays (Bell et al, 2021), par exemple en termes d'accès aux ressources naturelles, en produits alimentaires et en matière de nutrition et de santé. De plus, il a été démontré que le système alimentaire est responsable d'un tiers des émissions de gaz à effet de serre (Crippa et al, 2021). Pour éviter cela, Fuchs et al (2020) plaident en faveur d'une *intensification durable*, pour simultanément augmenter la productivité et réduire les impacts à l'intérieur comme à l'extérieur de l'Europe. Ici, nous explorons une approche différente, basée sur le partage agro-écologique des terres, la désintensification et la recherche d'autonomie, dans une approche systémique.

Ce rapport procède en deux étapes. Nous examinons d'abord la trajectoire des 50 dernières années du système agroalimentaire européen du point de vue des flux d'azote impliqués. À partir de l'analyse de la situation actuelle, nous explorons ensuite un changement de paradigme, inspiré du concept de *land sharing*, et décrivons à quoi pourrait ressembler un avenir agro-écologique pour l'Europe en 2050, sur la base d'un ensemble d'hypothèses transparentes et biophysiquement réalisables. Nous présentons un scénario impliquant une profonde refonte du système agroalimentaire dans son ensemble, quantifiant le potentiel combiné d'un changement alimentaire (vers une alimentation plus saine et frugale), la généralisation des pratiques agro-écologiques (Altieri et al, 1999, 2002) (agriculture à faible apport en nutriments), et une circularité accrue (Billen et al, 2019) (reconnexion des cultures et du bétail). Ce scénario est une extension de travaux antérieurs développés pour les cas de la France et de l'Espagne (Billen et al, 2018, 2019), et pour l'ensemble de l'Europe (Poux et Aubert, 2018). Nous démontrons qu'un tel scénario réduirait considérablement la pollution agricole en termes d'azote, tout en fournissant une alimentation saine à la population de l'Europe en 2050, avec un recours minimal aux importations.

1. Les tendances passées du système agroalimentaire européen

Notre analyse est principalement basée sur les données de FAOstat à l'échelle nationale (<http://www.fao.org/statistics>), traitées selon l'approche GRAFS (Représentation Généralisée des Systèmes Agroalimentaires) telle que décrite par Lassaletta et al (2016). L'ensemble de données et le code généré au cours de cette étude sont disponibles sous forme de fichier Excel (ci-après nommé XLSfile) à l'[adresse https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14610105](https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14610105)

De 1961 à 2013, la population européenne est passée de 428 à 540 millions d'habitants. Au cours de la même période, la consommation apparente de protéines par habitant est passée de 4,9 à 5,7 kgN/hab/an. Plus important encore, la part des protéines animales (hors poisson) dans la consommation est passée de 35 à 55%, ce qui signifie que la consommation de protéines animales par habitant a augmenté d'environ 80%, avec toutefois des disparités importantes entre les différents pays. Alors que ces tendances impliquent une demande accrue de production agricole, la superficie des terres agricoles a progressivement diminué (de 238 à 206 Mha), principalement au profit des terres forestières (qui sont passées de 484 à 501 Mha) (Figure 1a).

Les apports d'azote aux terres cultivées ont augmenté dans toute l'Europe depuis 1960 jusqu'à un pic dans les années 1980, et ont ensuite en moyenne diminué (Figure 1b), avec toutefois des différences nationales. Ces changements résident principalement dans l'application des engrais azotés de synthèse. Une baisse rapide de leur utilisation s'est produite au début des années 1990, reflétant à la fois l'effondrement économique des pays communistes et l'émergence de réglementations environnementales dans les pays occidentaux, particulièrement axées sur la pollution de l'eau. Ces mutations se sont accompagnées d'un changement dans la relation entre le rendement et la fertilisation en N des terres cultivées (Lassaletta et al, 2014, Billen, 2020). Entre 1961 et 1985, les rendements suivaient généralement une relation hyperbolique simple (Figure 1c). Pourtant, la baisse de fertilisation depuis les années 1990 ne s'est pas accompagnée d'une diminution des rendements, révélant une autre relation entre le rendement et la fertilisation en N. Ce changement suggère un rendement maximum théorique à un apport d'azote saturant (Y_{max}) plus élevé qu'auparavant, une tendance déjà mise en évidence à l'échelle mondiale (Lassaletta et al, 2016). La valeur du paramètre Y_{max} caractérise la productivité potentielle des terres cultivées dans un contexte donné de conditions pédoclimatiques et de gestion agricole. Nous l'utilisons ici comme indicateur global de la variation géographique de la productivité potentielle des terres cultivées à travers l'Europe (Figure 1d).

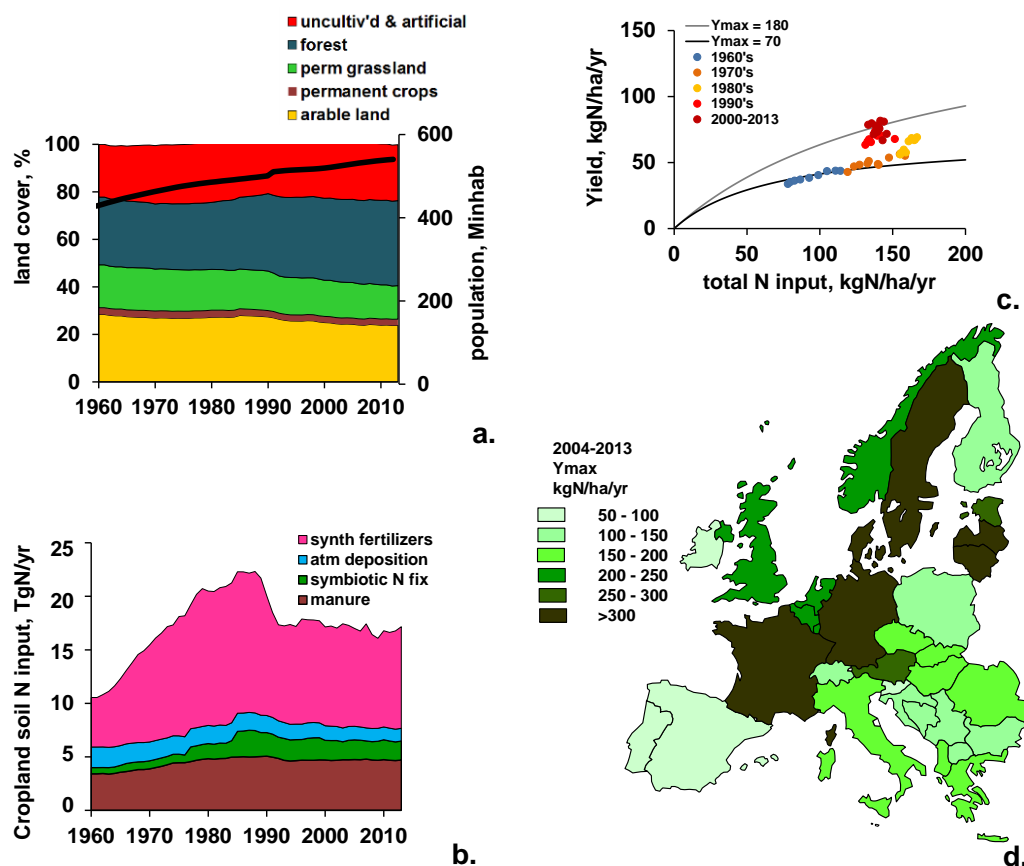


Figure 1. Le système agroalimentaire européen et sa trajectoire de 1960 à 2013. a. Evolution de la population (ligne noire) et de l'occupation du sol. b. Changements dans les apports totaux d'azote aux sols cultivés. c. Relations rendement-fertilisation des terres cultivées : chaque point représente le rendement moyen européen (Y) par rapport aux apports totaux d'azote aux sols cultivés (F) pour chaque année depuis 1961, sa couleur représentant la décennie. La relation $Y = Y_{max} \cdot F / (F + Y_{max})$ est ajustée sur les données. d. Distribution géographique de Y_{max} , le rendement maximum théorique à un apport azoté saturant pour chaque pays.

Les principaux flux d'azote impliqués dans le système agroalimentaire de l'Europe dans la période récente sont représentés selon l'approche GRAFS (Billen et al, 2013, 2014 ; Le Noë et al, 2017) (Figure 2).

Europe, 2009-2013
TgN/yr

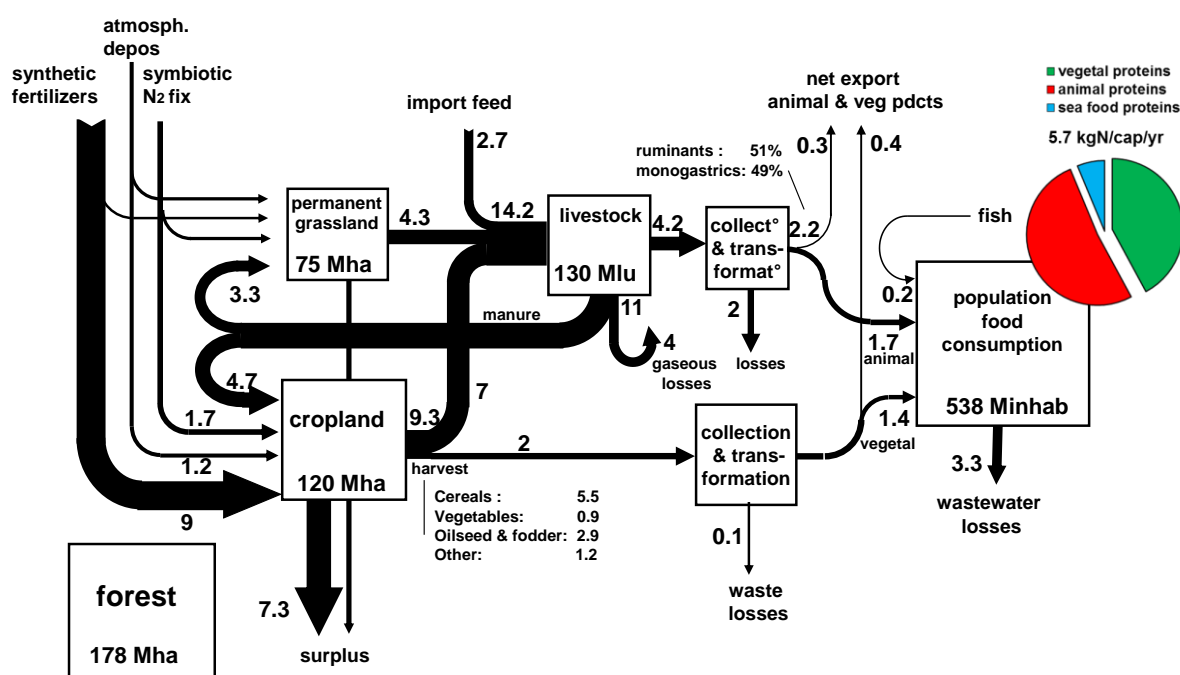
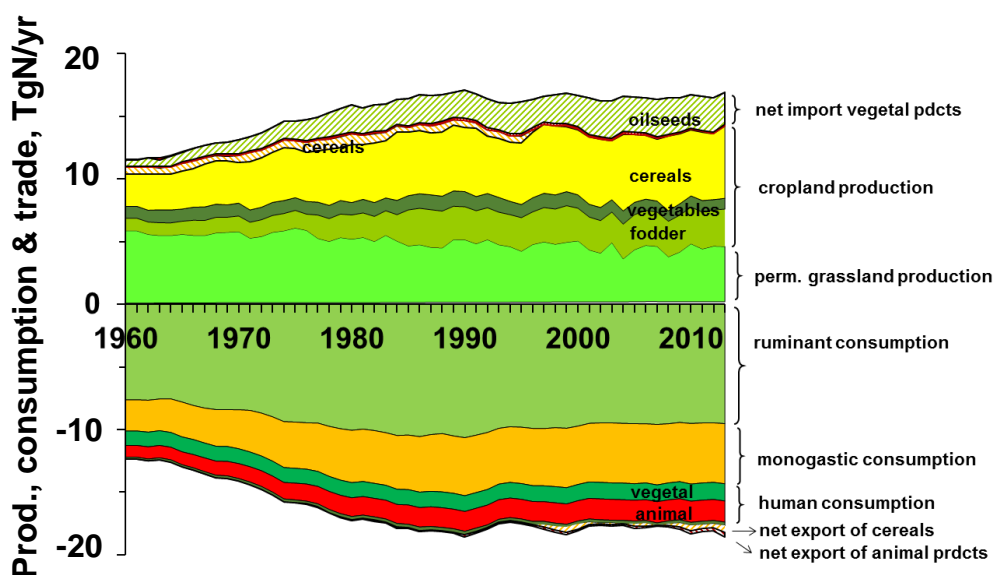


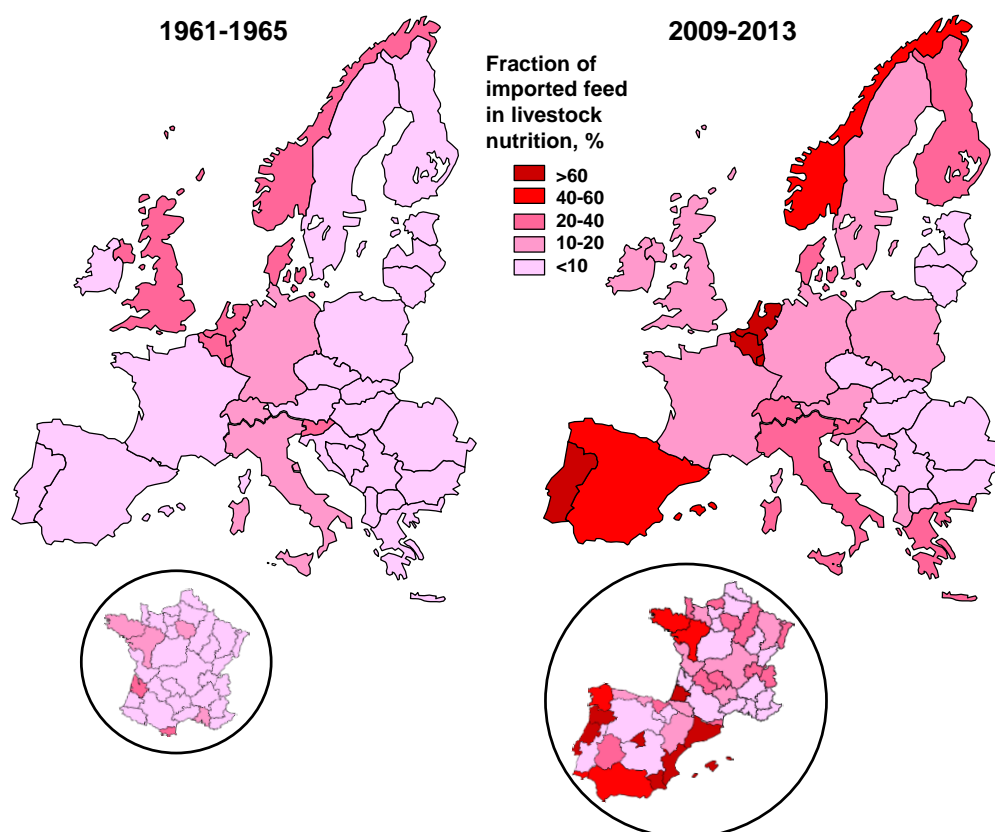
Figure 2. Représentation GRAFS des flux d'azote impliqués dans le système agroalimentaire européen. Les données présentées sont calculées pour la période 2009-2013 comme la somme de toutes les données nationales. Les données pour chaque pays sont disponibles sur [doi.10.6084/m9.figshare.14610105](https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14610105)

Cette représentation met en évidence plusieurs caractéristiques essentielles du système agroalimentaire européen. La première est que le système dépend fortement des apports d'engrais azotés synthétiques, ce qui entraîne finalement des pertes d'azote dans l'environnement à partir de divers compartiments du système agroalimentaire. La deuxième caractéristique est le poids important de l'élevage dans le cycle de l'azote agricole. Le bétail consomme ainsi 75 % de la production européenne de protéines végétales en plus de 2,7 millions de tonnes de N (TgN) par an inclus dans les aliments importés (19 % de la ration totale du bétail), principalement du maïs des États-Unis et du soja d'Amérique du Sud, dont la culture en quantité croissante contribue largement à la déforestation (Pendrill et al, 2019). Le volume de cette importation d'azote dépasse largement les exportations d'azote de l'Europe sous forme de céréales (0,398 TgN/an) et de produits animaux (0,030 TgN/an) vers le reste du monde. En effet, alors que l'Europe est devenue autosuffisante en céréales, voire exportatrice nette depuis la fin des années 1990, ces exportations sont plus que neutralisées par l'augmentation des importations de protéagineux (Figure 3a).

L'un des principaux moteurs de cette dépendance accrue est la spécialisation des pays européens (ou de régions au sein de ces pays) soit dans des systèmes de culture sans bétail (c'est-à-dire spécialisés, sans élevage ou un élevage très limité, donc entièrement dépendant des engrais synthétiques), soit dans des systèmes d'élevage intensif. C'est ce que montre clairement une analyse au niveau des territoires infranationaux (Billen et al, 2019 ; Le Noë et al, 2016, 2017, 2018 ; Lassaletta et al, 2013 ; Garnier et al, 2016 ; Einarsson et al, 2020), plutôt qu'au niveau des pays. Pour l'élevage intensif spécialisé, la production locale d'herbe et de cultures est dans la plupart des cas insuffisante pour nourrir les animaux, ce qui rend le système dépendant du commerce d'aliments à longue distance. La contribution des importations extranationales d'aliments pour animaux dans l'alimentation totale du bétail européen est passée de 12 à 20 % entre 1960 et 2015, tandis que la part du pâturage permanent des prairies est passée de 54 à 30 % (Figure 3b). Le découplage des cultures et du bétail qui en résulte (Lemaire et al, 2019) est également responsable d'une utilisation sous-optimale des excréments animaux, provoquant une sur-fertilisation des cultures.



a.



b.

Figure 3. Production, consommation et commerce de produits agricoles a. Disponibilités (valeurs positives) et consommation/exportations (valeurs négatives) de la production végétale en Europe depuis 1960. (A noter que ce schéma n'est pas un véritable bilan, car l'azote incorporé dans l'exportation de produits animaux et la consommation par l'homme est compté deux fois, étant déjà inclus dans l'ingestion animale). b. Fraction des aliments importés dans l'alimentation du bétail dans les différents pays européens au début des années 1960 et dans la période récente. Des données à l'échelle infranationale sont également présentées pour la France (Le Noë et al, 2017), l'Espagne et le Portugal (Billen et al, 2019) pour illustrer la spécialisation régionale.

Les pertes d'azote agricole dans l'environnement proviennent principalement des terres cultivées (à la fois vers les milieux aquatiques et l'atmosphère) et de la gestion et du stockage du fumier (principalement vers l'atmosphère). Pour les sols des terres cultivées, le surplus d'azote, défini comme la différence entre les

apports totaux d'azote au sol (fumier, engrais synthétiques d'azote, fixation symbiotique, dépôts atmosphériques et boues urbaines) et l'exportation d'azote (produits récoltés), est un bon indicateur des pertes d'azote dans l'environnement. Ainsi, le surplus moyen des terres cultivées est passé de 6,4 TgN/an (47 kgN/ha/an) au début des années 1960 à 7,3 TgN/an (63 kgN/ha/an) au milieu des années 2010. Hormis une fraction qui peut être stockée dans le réservoir de matière organique du sol, la majeure partie du surplus d'azote des terres cultivées est soit lessivée vers les eaux souterraines et de surface sous forme de nitrates (NO_3^-), volatilisée sous forme d'ammoniac (NH_3) ou dénitrifiée, avec une part importante émise sous forme de protoxyde d'azote (N_2O), un puissant gaz à effet de serre. Pour la gestion du fumier, les pertes d'azote dans l'atmosphère ont été estimées à 2,5-3,5 et 3,5-4,5 Tg N/an en 1961 et 2013, respectivement. Globalement, les pertes d'N associées à l'agriculture sont ainsi passées de 9,5 à 11,3 TgN/an au cours de la période 1961-2015.

En résumé, le développement de l'agriculture européenne depuis les années 1960, malgré une inflexion nette suite aux réformes successives de la Politique Agricole Commune (par exemple celle de 1984 avec une réduction des excédents et la mise en place de quotas de production ; en 1991 avec la mise en jachère) et aux réglementations environnementales entre 1980 et 2000, se caractérise encore par une logique d'intensification sur des surfaces cultivées réduites et de spécialisation des activités dans les territoires les plus adaptés, niant les avantages de leur éventuelle complémentarité et se traduisant par d'importantes pertes environnementales d'azote réactif. Ces pertes s'élèvent désormais à 77% de l'azote nouvellement importé dans le système (sous forme d'engrais N, de fixation symbiotique, de dépôt atmosphérique et d'importation d'aliments pour animaux). Par conséquent, la trajectoire observée du système agroalimentaire européen est caractérisée par une faible efficacité globale d'utilisation des nutriments (NUE) et des pertes d'azote dommageables pour l'environnement, menaçant la qualité de l'eau, de l'air et du sol et contribuant au changement climatique (voir l'ENA, Sutton et al, 2011, pour une évaluation complète).

2. Un scénario agro-écologique pour l'Europe en 2050

Face à cette ouverture croissante du cycle de l'azote associé au système agroalimentaire européen, la nécessité d'un changement structurel profond s'impose. Des études antérieures (Billen et al, 2018 ; Desmit et al, 2018 ; Garnier et al, 2019a) ont montré qu'une forte réduction des pertes d'azote dans l'environnement peut être obtenue en actionnant trois leviers principaux : (i) la modification de la composition de l'alimentation humaine et un recyclage efficace des excréments humains ; (ii) l'utilisation de pratiques agro-écologiques afin d'éviter l'utilisation d'engrais azotés de synthèse ; et (iii) la reconnexion de l'élevage aux systèmes de culture (l'alimentation du bétail ne reposant que sur la production locale de ressources herbacées et fourragères) assurant ainsi la disponibilité de l'azote des déjections animales comme engrais pour les cultures. Pour chacun de ces leviers, nous adoptons des hypothèses transparentes s'appuyant soit sur des stratégies déjà observées (ex : pratiques d'agriculture biologique) soit sur des propositions réalistes issues de la littérature (ex : régimes alimentaires). Mis en place en synergie, ces leviers permettent une transformation agro-écologique fondamentale pour l'Europe.

2.1. Vers une alimentation plus frugale et saine

La FAO (2018) prévoit une augmentation de la population européenne de 12 % à l'horizon 2050 (scénario moyen). Pour prédire les besoins alimentaires humains, l'hypothèse faite sur les choix alimentaires est fondamentale. De nombreuses études ont proposé des régimes alimentaires « souhaitables » dans les scénarios futurs de système alimentaire à différentes échelles. Quelques-uns d'entre eux sont résumés dans le tableau 1. Plus que les chiffres eux-mêmes, c'est l'approche adoptée pour définir ces régimes alimentaires qui mérite attention.

Tableau 1. Comparaison de plusieurs régimes alimentaires humains (en termes de consommation apparente) actuellement observés ou prescrits dans des scénarios prospectifs.

	Consommation apparente totale de protéines kgN/hab/an	Céréales %	Légumi- neuses %	Fruits/ légumes %	Animal* (fraction ruminants) %	Poisson & fruits de mer %
Régime européen (ce travail)						
1961-1965	5,2				45	5
2009-2013	6,1	29	0,8		55 (0,51)	6
EAT Lancet, régime sain ref Monde ** (Willett et al, 2019)	5,7	35	21	4	33 (0,16)	7
Afterres 2050, France (Couturier et al., 2017)	4,9	51	4,6	11,7	31	1.7
TYFA, UE27 (Poux et Aubert, 2018)	5,1	43	3	13	38 (0,62)	3
Azote sur la table, UE27						
Référence UE27 (Westhoeck et al, 2015)	6,0	31	0,4	9,6	51 (0,57)	8
-50% lait et viande rouge	5,7	42	0,4	10,6	39 (0,40)	8
-50% œufs et viande blanche	5,8	40	0,4	10,6	41 (0,72)	8
-50% tous les produits animaux	5,4	52	0,4	11,6	28 (0,57)	8
Régime mondial équitable (Billen et al, 2015)						
Alimentation animale élevée	4				40	
Alimentation faible en animaux	5				25	
ECOLEFT, Suède						
Référence Suède	5,0	25	0,5		47	12
Régime lacté intensif	4,1	48	1,7		14	15
Régime lacté extensif	4,2	52	2,8		22	14
Régime allaitant	3,9	59	4,2		22	15
Régime européen 2050 (ce travail)	5	45	dix	15	25 (0,67)	5

* hors poissons et fruits de mer. La part des ruminants (viande + lait) est indiquée (*en italique*), exprimée comme la fraction des protéines animales totales (hors poisson).

** converti en valeurs apparentes de consommation (offre) à l'aide du coefficient dérivé d'Esculier et al (2019)

Le point de départ des scénarios proposés par le rapport EAT-Lancet (Willett et al, 2019) est la prescription d'un *régime sain de référence* principalement basé sur des considérations de santé. Par rapport au régime européen actuel, il implique une forte réduction de l'apport protéique total et de la part des produits animaux, notamment celle des produits laitiers et de la viande bovine, laissant la volaille et le porc comme principales sources de produits animaux. Le scénario Afterres 2050 (Couturier et al, 2017) pour la France définit de même une alimentation humaine *a priori* souhaitable, mais avec une contribution beaucoup plus élevée des produits laitiers. Le scénario TYFA (*Ten Years for Agro-Ecology*) pour l'Europe (Poux et Aubert, 2018) va dans le même sens, puisque son objectif principal est de maintenir et de développer les prairies naturelles et l'élevage extensif de ruminants.

Le rapport ENA *Nitrogen on the Table* (Westhoeck et al, 2015) ne prescrit pas de régime particulier, mais teste des scénarios de réduction de 50 % de la consommation (i) de bœuf et produits laitiers, ou (ii) de porc, volaille et œufs, ou (iii) de tous types de produits animaux à l'exception du poisson. L'apport calorique correspondant est remplacé par une consommation accrue de céréales. Billen et al (2015) ont testé un grand nombre de combinaisons d'apport protéique total par habitant et de la contribution en protéines animales à l'échelle mondiale pour définir le *régime équitable*, c'est-à-dire un régime qui puisse être partagé par la population humaine mondiale en 2050, en considérant la capacité actuelle de production agricole. Une approche différente est proposée par la méthode ECOLEFT (Garnett et al, 2017 ; Rööös et al, 2016) basée sur le concept de disponibilités écologiques pour la production animale : les terres arables doivent être utilisées

principalement pour produire des aliments à base de plantes pour les humains, et le bétail ne doit être nourri qu'avec de la biomasse non adaptée à l'alimentation humaine, comme l'herbe des prairies semi-naturelles et les sous-produits de la production végétale et de la transformation des aliments. Les potentiels productifs de chaque territoire définissent alors les régimes alimentaires humains adaptés. Cette approche a été appliquée à la Suède (Röös et al, 2016) avec trois variantes : (i) production laitière intensive, (ii) production laitière extensive, ou (iii) production extensive de viande bovine avec production d'œufs et de viande porcine.

Dans le scénario du présent article, nous supposons une consommation apparente de protéines fixe par habitant et pour tous les pays européens, à savoir 5 kgN/hab/an, dont 45% de produits céréaliers, 15% de fruits et légumes frais, 10% de légumineuses graines et 30% de produits animaux (viande, lait, œufs et poisson), proches du *régime équitable* défini ci-dessus, en cohérence avec les recommandations FAO-OMS (FAO-OMS, 2019) et intermédiaire aux différentes recommandations présentées dans le tableau 1. L'hypothèse d'un même régime alimentaire pour toute l'Europe est justifiée par la convergence observée des régimes alimentaires des différents pays depuis 1960. Les différences régionales, selon des caractéristiques géographiques et culturelles spécifiques, résident dans la proportion de poissons et de fruits de mer, ainsi que la part des produits de l'élevage provenant des ruminants (bœuf, viande de mouton et lait) par rapport aux monogastriques (porc, viande de volaille et œufs) dans chaque pays. Ces spécificités sont maintenues à leur valeur relative des années 1960, considérées comme encore représentatives des différences géographiques et culturelles entre les pays.

2.2. Pratiques agro-écologiques et rotations des cultures

Des pratiques agro-écologiques, dont l'agriculture biologique, ont été développées comme alternative à *l'agriculture industrielle* (Eyhorn et al, 2019), interdisant strictement l'utilisation d'intrants de synthèse (engrais et pesticides). Il existe une assez grande diversité de systèmes agro-écologiques dans le monde, car ceux-ci résultent souvent de mécanismes subtils d'échanges de connaissances paysannes et scientifiques fortement liées aux particularités territoriales (Altieri et al, 2002 ; Compagnone et al, 2018). De plus, la capacité d'innovation des agriculteurs est un aspect important pour l'adaptabilité et les performances de ces systèmes dans un monde en mutation (Altieri et Nicholls, 2017 ; Benoit et al, 2016). Cependant, l'établissement d'un scénario agro-écologique hypothétique à l'horizon 2050 doit s'appuyer sur des systèmes déjà expérimentés et ayant fait leurs preuves dans les différentes régions d'Europe. Notre scénario est donc basé sur une typologie des systèmes existants en agriculture biologique, qui couvrent actuellement environ 8 % de la superficie agricole totale de l'UE27 (Eurostat, 2021).

Il s'agit ici principalement de systèmes de culture sur terres arables, laissant de côté les cultures permanentes ainsi que les systèmes maraîchers, qui fonctionnent selon une logique assez différente. Dans ce scénario, pour chaque pays, la superficie des prairies permanentes et des cultures permanentes a été maintenue constante, et une petite fraction de la superficie arable a été consacrée au maraîchage afin de répondre aux besoins domestiques en fruits et légumes définis selon le régime alimentaire et les chiffres de productivité du jardinage biologique publiés par Anglade et al (2016). Ce qui suit concerne la partie restante des terres cultivées, qui constitue de loin la plus grande partie (60%) des terres agricoles.

Sur la base d'une vaste compilation de la littérature sur les rotations de cultures dans les systèmes d'agriculture biologique des pays européens, une carte des principales rotations de cultures biologiques actuellement utilisées en Europe a été établie (Figure 4a). Elle repose sur deux critères : (i) la durée de la rotation et (ii) la nature de la principale culture fixatrice d'azote. Dans les régions tempérées occidentales et centrales de l'Europe, de longues rotations culturales (plus de 5 ans) prédominent, avec deux ou trois ans de prairies temporaires semées (avec par exemple du trèfle, de la luzerne ou des mélanges de graminées et de légumineuses) précédant les cultures céréalières. Ces systèmes peuvent inclure ou non des légumineuses à graines dans la rotation, mais ces dernières ne représentent alors pas la culture fixatrice d'azote dominante. Aux Pays-Bas, cependant, de longues rotations de cultures alternant légumes, céréales et légumineuses à graines sont très répandues. Dans les pays nordiques, en Grande-Bretagne et en Irlande, les *leys*, c'est-à-dire les prairies temporaires semées, constituées d'un mélange de graminées et de trèfle (avec typiquement 20-35% de trèfle), fournissent la principale source d'azote des rotations longues et diversifiées. Les *leys* sont récoltés pour l'ensilage ou pâturés par le bétail et labourés au bout de 2 à 4 ans, suivis du semis des cultures annuelles, généralement des céréales. Dans les pays d'Europe du Sud, où la pénurie d'eau empêche le

développement d'abondantes cultures de graminées et de légumineuses fourragères, les légumineuses à graines - comme les pois, les pois chiches, les lentilles, les vesces et les fèves, le plus souvent récoltées pour les céréales ou parfois utilisées pour le foin ou l'engrais vert et comme cultures sous couvert de céréales - sont à la base de l'apport d'azote à la rotation, généralement limitée à des cycles de 2 à 4 ans (Figure 4.b). Le soja, bien que moins adapté aux conditions arides, est couramment utilisé dans les rotations de cultures en Italie. La jachère simple, avec un développement spontané abondant d'adventices, est souvent pâturée et peut être considérée comme une sorte de *ley* dans des conditions semi-arides. Bien entendu, sous irrigation, d'autres rotations de cultures sont possibles, dont la luzerne ou les cultures de graminées/trèfles en couverture.

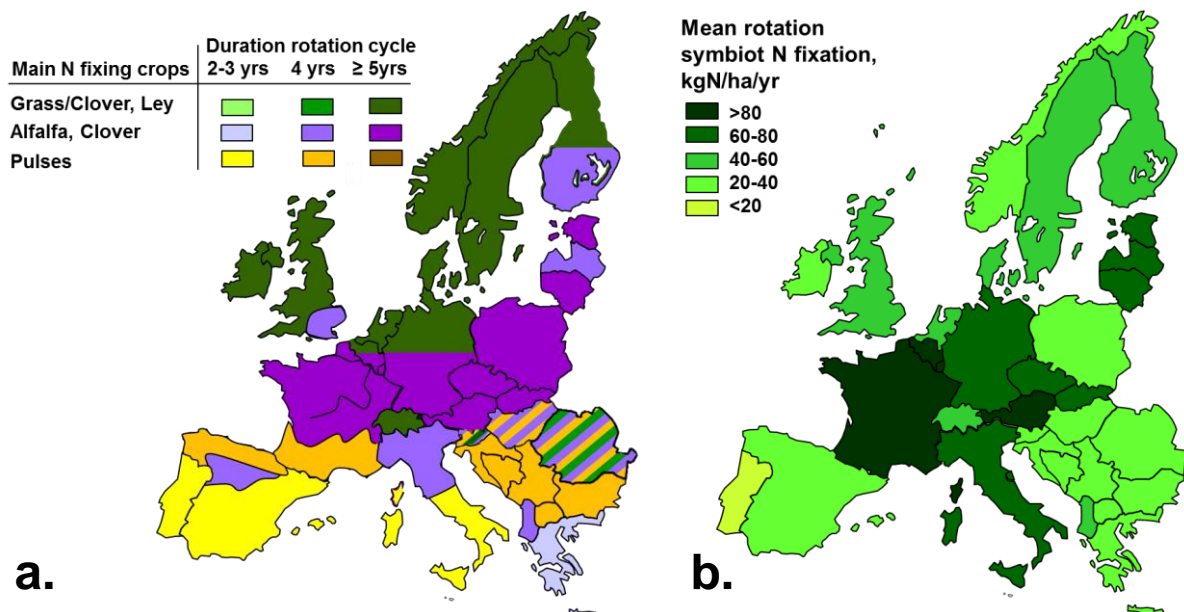


Figure 4. Systèmes de cultures biologiques en Europe. a. Typologie des rotations de cultures dominantes dans les systèmes de cultures biologiques en Europe, basée sur la durée du cycle de rotation et la nature de la principale culture fixatrice d'azote. b. Moyenne de l'apport de N du sol par la fixation symbiotique de N intégrée sur l'ensemble du cycle de rotation des systèmes de cultures arables décrits dans A.

Anglade et al (2015a) et Billen et al (2018) ont montré que les systèmes de culture biologiques et conventionnels mis en place dans les mêmes conditions pédoclimatiques suivent la même relation rendement-apport d'azote au sol. Les valeurs de Y_{max} caractérisant les systèmes conventionnels actuels (Figure 1d) s'appliquent donc également aux rotations de cultures biologiques. Le rendement global de ces rotations culturales dépend donc de leur apport moyen en N. En agriculture biologique, outre les apports d'azote provenant des déjections animales et des dépôts atmosphériques d'azote (voir ci-dessous), l'azote est principalement introduit par fixation symbiotique par les légumineuses insérées dans la rotation, ce qui donne à l'agriculteur une autonomie en matière d'engrais. La fixation symbiotique d'azote pour chacune des rotations de cultures décrites dans la Figure 4a a été calculée à partir du rendement des cultures de légumineuses et de leur teneur en N, selon la méthode simplifiée d'Anglade et al (2015), comme proposé par Lassaletta et al (2014). Elle varie de 20 à 100 kgN/ha/an dans les différents pays européens considérés ici (Figure 4b). En appliquant les valeurs Y_{max} actuelles pour 2050, nous choisissons une approche conservatrice pour notre scénario, considérant que les futures améliorations technologiques probables viseront d'abord à compenser les impacts négatifs du changement climatique futur, en particulier dans les zones climatiques méditerranéennes du sud de l'Europe (Iglesias et Garrote, 2015). Dans d'autres régions d'Europe, l'effet global du changement climatique pourrait être positif (Knox et al, 2016).

De plus, nous supposons qu'un apport d'azote complémentaire provient du recyclage d'une fraction substantielle (70 %) des excréments humains. Pattel et al (2020) et Martin et al (2020) ont récemment passé en revue les technologies disponibles pour récupérer les nutriments à partir d'urine humaine séparée à la source, qui contient 80 % de l'excrétion d'azote, et ont plaidé pour leur réutilisation comme engrais. Cette réutilisation impliquerait la levée de l'interdiction actuelle d'utilisation des excréments humains dans la réglementation européenne sur l'agriculture biologique.

2.3. Reconnexion agriculture-élevage pour la circularité

Dans les systèmes agro-écologiques, le bétail n'est pas seulement nécessaire pour fournir de la viande et du lait ; il est aussi l'agent capable de transférer les nutriments des prairies vers les terres arables et des cultures fixatrices d'azote vers d'autres cultures (Kraussman 2004). Ainsi, comme aucun apport d'engrais azoté de synthèse n'est envisagé et que la fixation symbiotique est fixée *a priori* par le choix d'un schéma d'assolement (voir ci-dessus), la densité du cheptel (et l'application de son fumier) reste le seul levier d'intensification des systèmes de culture biologique. Pour assurer une connexion complète avec les systèmes de culture, le bétail doit être nourri localement, sans importation d'aliment d'origine lointaine, et ses excréments doivent être retournés aux terres cultivées et aux prairies. Dans ce scénario, les apports d'azote aux terres cultivées sous forme de fumier ont été établis en tenant compte des pertes pendant la gestion et l'épandage.

Les dépôts atmosphériques totaux d'azote (sous forme de dépôts humides et secs) contribuent également aux apports de N des terres cultivées. Si l'essentiel de ces dépôts provient du trafic automobile et de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles, une partie provient également des systèmes d'élevage (jusqu'à 20 % dans les régions à forte densité animale), comme démontré pour les régions françaises (Le Noë et al, 2018).

En résumé, en plus de la fixation symbiotique d'azote atmosphérique (N_2) qui est la seule source nette et majeure de N en agriculture biologique, la densité du bétail influence la productivité des terres cultivées en permettant une recirculation stratégique de l'azote du fumier. Le bétail est également un déterminant clé des pertes d'azote dans l'environnement à travers le surplus d'apports aux terres arables qu'il peut provoquer et les pertes atmosphériques directes d'azote liées à la gestion et à l'épandage du fumier (Garnier et al, 2019b). Compte tenu d'une limite sur les pertes d'azote dans l'environnement, la densité de bétail maximale admissible peut être calculée. Ici, nous avons utilisé le surplus d'azote du sol des terres arables comme un proxy des pertes d'azote dans l'environnement, et avons fixé sa valeur maximale admissible à 35 kgN/ha/an. Cette limite supérieure garantit une concentration de recharge des eaux souterraines inférieure à 50 mgNO₃/l (~ 11,3 mgN/l) dans des conditions climatiques tempérées - *seuil établi par la directive nitrates de l'UE* – caractérisées par un écoulement de 200 mm/an, compte tenu d'un lessivage d'environ 70 % du surplus (Billen et al, 2013).

2.4. Construction et évaluation de scénarios

Les principales hypothèses et contraintes systémiques définies ci-dessus pour l'établissement du scénario agro-écologique sont résumées pour les trois leviers majeurs (tableau 2).

Pour définir les flux d'azote caractérisant le système agroalimentaire dans le scénario, la procédure suivante est appliquée. Le bétail dans chaque pays est supposé être le maximum pouvant être nourri au niveau national dans le cadre des objectifs environnementaux déclarés liés aux pertes d'azote. La composition du cheptel en termes de proportion de ruminants et de monogastriques est considérée, pour chaque pays, telle qu'elle était dans les années 1960, faute d'autres données, estimée comme une référence de l'état traditionnel de l'agriculture. Les prairies et les légumineuses fourragères (en espèces pures ou en mélanges avec des prairies temporaires) sont les seules sources d'alimentation des ruminants et fournissent également 25 % de l'ingestion monogastrique, comme mentionné dans de nombreuses études récentes (Diaz-Gaona et al, 2019 ; Jakobsen 2014 ; Carrasco et al, 2016, 2018 ; Wüstholtz et al, 2017a, b) qui en montrent la possibilité. Ces hypothèses se traduisent par une forte réduction de la densité du cheptel par rapport à la situation actuelle et une répartition plus homogène entre les pays européens (Figure 5a). La production de terres cultivées est calculée pour chaque pays à partir de l'apport total d'azote au sol, sur la base de la relation rendement-fertilisation actuellement observée et de son paramètre Y_{max} (Figure 1c, d).

Tableau 2. Hypothèses systémiques et contraintes du scénario agro-écologique pour l'Europe en 2050

Nutrition humaine et excrétion	Population 601 millions d'habitants. Régime alimentaire : 5 kgN/cap/an avec 45% de céréales, 10% de légumineuses graines, 15% de fruits et légumes. 25% animaux hors poisson, 5% poisson et fruits de mer. Recyclage à 70 % des excréments humains.
Systèmes de culture	Aucun changement dans l'occupation du sol. Généralisation des rotations de cultures biologiques actuellement utilisées dans les différentes zones climatiques d'Europe (Fig. 4). Pas d'engrais azotés de synthèse. Production calculée à partir de l'apport total de N, en utilisant le Ymax actuel pour chaque pays.
Bétail	Nourri avec la production locale d'herbe et de fourrage (pas d'importation d'aliments). Fumier recyclé vers les prairies et les terres cultivées, avec un surplus d'azote maximal des terres cultivées de 35 kgN/ha/an

Le fichier XLS (accessible en SI de la publication originale) fournit le détail des calculs et les résultats pour chaque pays. La Figure 5 montre la distribution résultante de la densité du bétail (Figure 5b). Les pertes atmosphériques d'azote liées à la gestion des excréments du bétail sont réduites de 53 %. Le surplus d'azote des terres arables est réduit de 57 % de sa valeur de 1960.

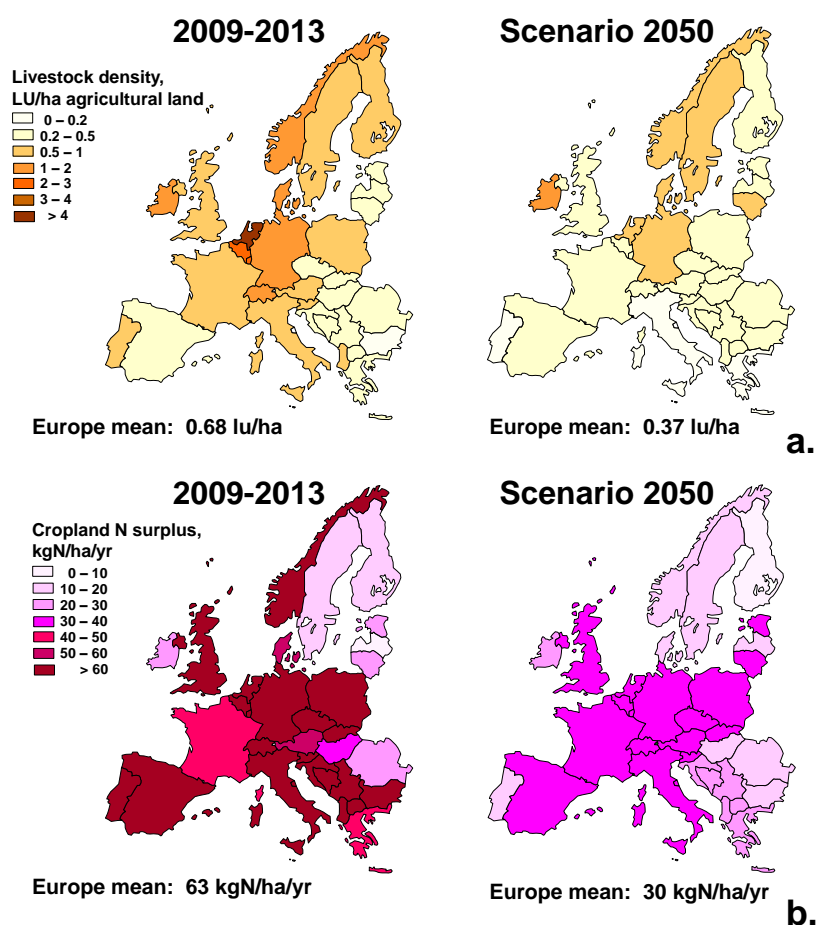


Figure 5. Comparaison du scénario agro-écologique avec la situation actuelle. Densité du cheptel (en UGB par ha de surface agricole totale) (a) et surplus azoté des terres cultivées (b) dans la situation actuelle (moyenne 2009-2013) et dans le scénario agro-écologique.

Dans notre scénario, la production totale des rotations culturales, calculée pour chaque pays comme indiqué ci-dessus, est allouée soit aux légumineuses, soit aux céréales (et autres cultures non légumineuses) en fonction du rendement des légumineuses (indépendant des intrants azotés) et de la fréquence des différentes cultures dans la rotation. Comme souligné par Barbieri et al (2019), cela conduit à une production de céréales sensiblement plus faible que l'agriculture conventionnelle actuelle. Cette disponibilité réduite est toutefois compensée par une consommation animale beaucoup moins importante des céréales en raison de la plus faible part de produits animaux dans l'alimentation humaine.

Les excédents ou déficits de produits végétaux et animaux sont calculés dans chaque pays à partir de l'équilibre entre la production et les besoins de l'homme et du bétail. Avec les contraintes imposées, certains pays densément peuplés ne peuvent pas subvenir à leurs propres besoins en protéines animales ou végétales, malgré l'hypothèse d'une alimentation frugale et la réduction du cheptel. Dans ce cas, l'offre est complétée par des importations en provenance des pays européens voisins ou, si besoin, de l'extérieur de l'Europe. Dans le cas contraire, l'exportation est possible. Globalement, dans le scénario décrit ici, les échanges entre pays (Tableau 3) sont sensiblement divisés par deux par rapport à ce qu'ils sont aujourd'hui, en raison des contraintes du scénario visant autant que possible l'autosuffisance (Tableau 3). Les exportations nettes de céréales et de produits animaux hors d'Europe se maintiennent à un niveau d'environ respectivement 7 et 36 % des niveaux actuels.

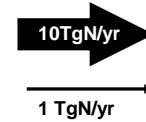
Tableau 3 : Volume net total des échanges européens (c'est-à-dire somme des importations et des exportations) entre les pays européens et avec les autres pays, et importation nette de céréales, oléagineux, fruits/légumes et produits animaux sur les périodes 1961-1965, 2009-2014 et en le scénario agro-écologique.

	Volume total du commerce international entre pays de l'UE et avec l'extérieur, GgN/an			Importation nette vers l'UE, GgN/an		
	1961-1965	2009-2014	sc 2050	1961-1965	2009-2014	sc 2050
Céréales	682	1228	608	585	-398	-27
Oléagineux et fourrages	625	2745	0	624	2678	0
Fruits légumes	77	113	0	61	74	0
Produits animaux	88	410	248	30	-267	-97

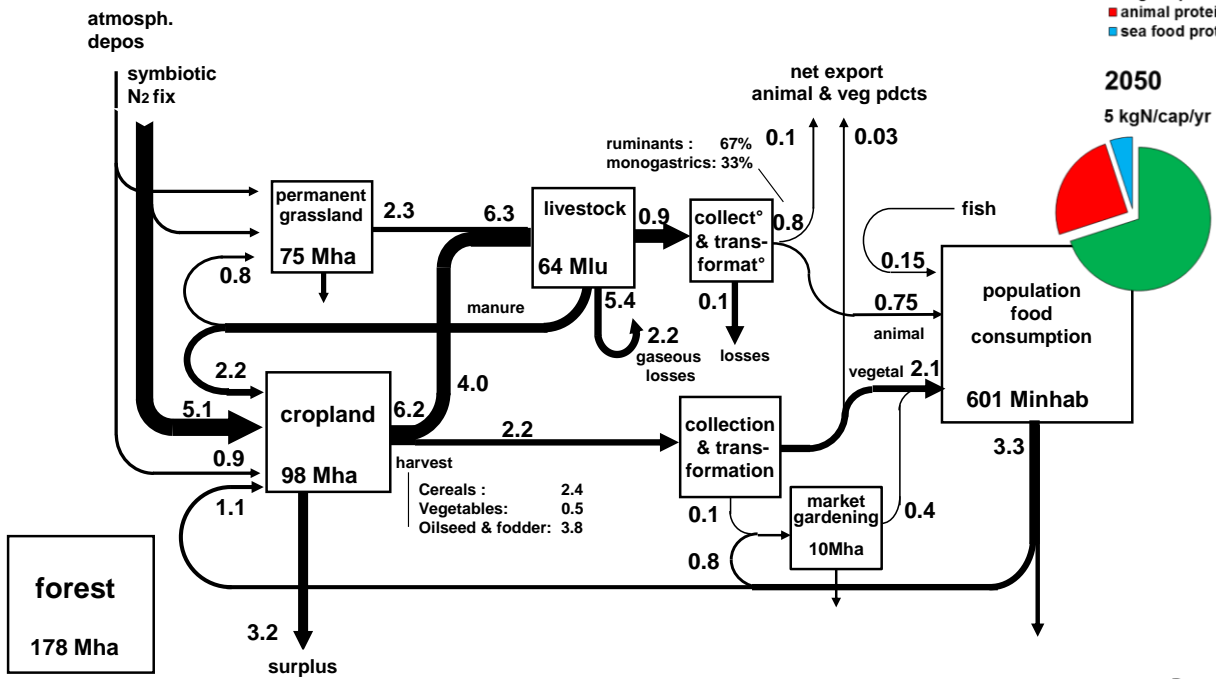
Le bilan et la représentation complète des flux d'azote à travers le système agroalimentaire pour l'ensemble de l'Europe dans le scénario 2050 sont présentés à la Figure 6. Ces résultats peuvent être comparés à la situation actuelle illustrée aux Figures 2 et 3a. Les différences les plus frappantes résident dans (i) l'absence d'utilisation d'engrais azotés de synthèse ; (ii) les pertes environnementales d'azote plus faibles ; et (iii) l'absence d'importation d'aliments pour animaux, alors qu'une petite exportation de céréales et de produits animaux hors d'Europe est encore possible. Ce scénario démontre ainsi la faisabilité de nourrir l'Europe en 2050, avec une alimentation saine, en utilisant des pratiques agricoles agro-écologiques sans dépendance ni aux engrais synthétiques ni à l'importation d'aliments pour bétail, et avec un impact considérablement réduit sur les ressources en eau et la qualité de l'air.

Europe, agro-ecological scenario 2050

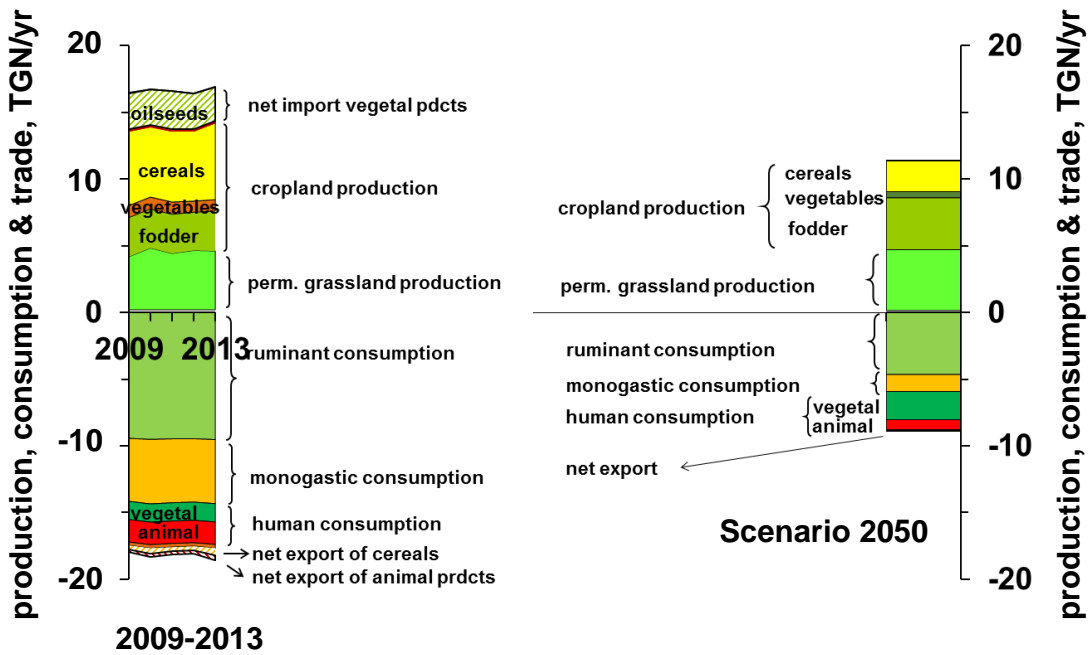
TgN/yr



■ vegetal proteins
■ animal proteins
■ sea food protein



a.



b.

Figure 6. Le système agroalimentaire dans le scénario agro-écologique à l'horizon 2050 : a. Représentation GRAFS des flux d'azote impliqués. La situation actuelle présentée ici est tirée de la figure 2. b.

Disponibilités (valeurs positives) et consommations/exportations (valeurs négatives) des productions végétales en Europe en 2009-2013 et dans le scénario agro-écologique 2050. (Les données affichées sont calculées comme la somme de toutes les données des pays. Les données pour chaque pays sont disponibles dans le fichier XLS à l'adresse doi.10.6084/m9.figshare.14610105

Ce scénario ne poursuit pas l'objectif de maximiser la productivité. Plutôt que d'*épargner des terres*, il vise à fermer localement les cycles de l'azote et pourrait donc *épargner de l'azote*, et donc être qualifié de *nitrogen sparing*. Pour être vraiment cohérent sur le plan biophysique, ce paradigme devrait être étendu à la *conservation des nutriments*, incluant ainsi d'autres nutriments tels que le phosphore (P) et le potassium (K). Les spécificités des cycles biogéochimiques du P et du K (qui n'ont pas de formes gazeuses et sont relativement immobiles dans les sols) nécessiteraient de rendre compte des réserves du sol et de l'héritage passé (Smil, 2000 ; Sattari et al, 2012). Bien qu'une telle approche multi-nutriments n'ait pas été développée dans le présent article, il a été démontré (Le Noë et al, 2020) que le passage vers un scénario agro-écologique serait réalisable dans les trois prochaines décennies sans pénurie de phosphore pour un pays d'agriculture aussi intensive que la France.

Sans exclure le commerce alimentaire lorsque cela est nécessaire, le scénario privilégie l'approvisionnement alimentaire local. Cela implique de renoncer à la spécialisation agricole au profit d'une conception multifonctionnelle de l'aménagement du territoire. En ce sens, le scénario décrit ici s'inscrit dans le paradigme du *land sharing*, dans lequel chaque pays ou territoire vise à fournir le panier le plus large possible des produits alimentaires requis, tout en préservant les ressources en eau et la qualité de l'air ; cet engagement de déspecialisation territoriale des activités agricoles conduit à plus de biodiversité paysagère, offrant ainsi plus d'habitats pour les espèces non cultivées qu'un territoire agricole spécialisé.

3. Conclusion

Nous montrons dans ce rapport qu'une transformation agro-écologique fondamentale des systèmes agroalimentaires européens est biophysiquement possible. Bien que ne fournissant pas d'informations directement exploitables pour les négociations politiques actuelles, notre analyse renseigne sur l'espace d'options biophysiques de la production et de la consommation alimentaires durables en Europe. Une question légitime sur le scénario exploré ici est de savoir s'il peut être généralisé à l'échelle mondiale, d'un point de vue purement biophysique, étant donné la croissance rapide de la population mondiale. Dans le cas contraire, la recherche de l'autosuffisance alimentaire européenne pourrait être considérée comme une position égoïste, niant le rôle de l'Europe dans la résolution du défi environnemental mondial.

Cependant, l'Europe est aujourd'hui un importateur net de protéines en provenance d'autres continents (Figures 2 et 3). Ses importantes importations de protéagineux pour l'alimentation du bétail sont loin d'être contrebalancées par les faibles quantités de protéines exportées via les céréales et les produits animaux. En conséquence, une moindre intégration de l'Europe dans les marchés mondiaux ne pourrait que soulager la pression exercée par l'Europe sur le système agroalimentaire mondial.

Toutefois, sur la base d'hypothèses similaires à celles formulées dans le présent travail, Lassaletta et al (2016) avaient déjà élaboré un scénario du système agroalimentaire mondial à l'échelle de douze macrorégions dans le monde à l'horizon 2050. Ils ont alors supposé un régime alimentaire équitable de 4 kgN/hab/an avec 40% de protéines animales, une préférence pour l'alimentation animale basée sur la production d'herbe et de fourrage sans importation d'aliment pour bétail, une fixation symbiotique d'azote ajustée aux possibilités agronomiques locales et avec recyclage des excréments humains. Le commerce international est considéré comme ne répondant qu'aux besoins non couverts de certaines macrorégions. Avec ces hypothèses, la population mondiale pourrait donc également être nourrie en 2050 avec beaucoup moins d'échanges internationaux et beaucoup moins de pollution azotée que ne le prédisent les scénarios prospectifs « classiques » liant l'alimentation au PIB de chaque pays, en considérant la spécialisation agricole en fonction des avantages compétitifs de chaque pays, et en ajustant l'utilisation des engrais azotés de synthèse aux besoins nationaux et aux possibilités économiques (Lotze-Campen et al, 2008, 2010 ; Bodirsky et al, 2012, 2014 ; Schmitz et al, 2012 ; Valin et al, 2014) . Plusieurs auteurs encore (Billen et al, 2015 ; Erb et al, 2016 ; Muller et al, 2017 ; Theurl et al, 2020) ont exploré « le champ des possibles » du système agroalimentaire mondial pour diverses hypothèses de régime alimentaire humain et d'intensité des systèmes de culture, tout en nourrissant la population mondiale et en maintenant inchangé le total des terres agricoles actuelles, évitant ainsi toute déforestation. Ces analyses montrent qu'il existe une vaste gamme d'options pour nourrir la future population mondiale, et que l'alimentation humaine (en particulier, le niveau de consommation de protéines animales) est le facteur le plus déterminant de cette possibilité, plutôt que le rendement des cultures.

L'invention, il y a un siècle, du procédé Haber-Bosch, et la généralisation des engrais azotés industriels comme base de la « Révolution verte », dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle, ont souvent été saluées comme des avancées majeures pour l'humanité. Dès 1924, Lotka (1924) écrivait : « *Ce développement extraordinaire [de l'industrie de la fixation de l'azote] ne représente rien de moins que le début d'une nouvelle ère ethnologique dans l'histoire de la race humaine, une nouvelle époque cosmique* ». Plusieurs auteurs (Galloway et al, 2004 ; Erisman et al, 2008) ont estimé que la moitié de l'approvisionnement alimentaire de l'humanité dépend désormais de la fixation d'azote par le procédé Haber-Bosch. En effet, ce processus a placé le système agroalimentaire mondial sur une trajectoire socio-écologique industrielle dont nous avons aujourd'hui bien du mal à sortir. Le succès du processus Haber-Bosch et de la Révolution verte a été tel que pendant longtemps, très peu de ressources, tant financières qu'humaines, ont été investies dans la recherche pour le développement d'options agro-écologiques plus durables, telles que celles exposées ici.

Remerciements

Les auteurs remercient le PIREN-Seine et la Fédération Ile-de-France de Recherche sur l'Environnement (FIRE) d'avoir fourni un environnement scientifique stimulant aux réflexions menées dans ce travail.

Bibliographie

- Altieri, M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74, 19–31.
- Altieri, M.A. (2002). Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 1–24.
- Altieri, M.A., and Nicholls, C.I. (2017). The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Climatic Change* 140, 33-45.
- Anglade, J., Billen, G., Makridis, T., Garnier, J., Puech, T., and Tittel C. (2015a). Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139:82-92.
- Anglade, J., Billen, G., and Garnier, J. (2015b). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* (3):37. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00353.1>.
- Anglade J., Ramos Medina M., Billen G., Garnier J. (2016). Organic market gardening around the Paris agglomeration: agro-environmental performance and capacity to meet urban requirements. *Environmental Science and Pollution Research*. *Environ Sci Pollut Res*. DOI 10.1007/s11356-016-6544-1
- Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert V., Nesme T. (2019). Changes in crop rotations would impact food production in an organically farmed world. *Nature Sustainability*. 2, 378-385.
- Benoit, M., Garnier, J., Beaudoin, N., Billen, G. (2016) A network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating environmental performance: yield and nitrate leaching. *Agricultural Systems*, 148: 105–113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.07.005>
- Billen, G., Garnier, J. and Lassaletta, L. (2013). The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling N transfers at regional watershed and global scales. *Phil. Trans. Roy. Soc. B* 2013 368, 20130123 <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0123>
- Billen, G; Lassaletta, L and Garnier, J. (2014) A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*, 3: 209-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003i>.
- Billen, G, Lassaletta & Garnier, J. (2015) A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade. *Envir. Res. Letters* 10: 025001 doi:10.1088/1748-9326/10/2/025001

- Billen G, Le Noë J, Garnier J. (2018). Two contrasted future scenarios for the French agro-food system. *Science of the Total Environment* 637-638: 695-705. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.043
- Billen G., Lassaletta L., Garnier J., Le Noë J., Aguilera E., Sanz-Cobena A. (2019). Opening to distant markets or local reconnection of agro-food systems? Environmental consequences at regional and global scales. Chapter 25. In : *Agroecosystem diversity. Reconciling contemporary agriculture and environment quality* Editors G.Lemaire, P. Carvalho, S. Kronberg & S. Recous, Elsevier.
- Billen G (2020) Agricultural performances over the border line. *Nature Food*. 1:666-667. <https://doi.org/10.1038/s43016-020-00188-3>
- Bodirsky B L, Popp A, Weindl I, Dietrich J P, Rolinski S, Scheiffele L, Schmitz C and Lotze-Campen H (2012) N₂O emissions from the global agricultural nitrogen cycle—current state and future scenarios *Biogeosciences* 9: 4169–97
- Bodirsky B L, Popp A, Lotze-Campen H, Dietrich JP, Rolinski S, Weindl I, Schmitz C, Müller C, Bonsch M, Humpenöder F, Biewald A and Stevanovic M (2014). Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nat. Commun.* 5: 3858. <https://doi.org/10.1038/ncomms4858>
- Bureau, J.-C., Thoyer, S., (2014). *La politique agricole commune*. La Découverte, « Collection Repères », Paris. 128 pp.
- Carrasco, Salomé, Wüstholtz, J., & Bellof, G. (2016). The effect of chopped, extruded and pelleted alfalfa silage on the egg quality of organic laying hens. *Animal Feed Science and Technology*, 219, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2016.06.001>
- Carrasco, S., Wüstholtz, J., Hahn, G., & Bellof, G. (2018). How does feeding organic broilers high levels of alfalfa silage affect the meat quality? *Organic Agriculture*, 8(3), 185–193. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0182-x>
- Cipriano Díaz-Gaona, C., Grete Kongsted, A., Værum Nørgaard, J., Papi E., Morell Perez, A., Reyes-Palomo, C., Rodríguez-Estévez, V., Roinsard, A., Steinfeldt, S., Studnitz, M., Stødkilde-Jørgensen, L., Kappel Theil, P., Åkerfeldt, M. (2019). Feeding monogastrics 100% organic and regionally produced feed. Knowledge synthesis. OK Net ecofeed. EU H2020, N° 773911. https://orgprints.org/id/eprint/34560/1/OK_Net_EcoFeed_knowledge_synthesis_190218_FINAL_alle.pdf
- Compagnone, C., Lamine, C., Dupré, L. (2018). La production et la circulation des connaissances en agriculture interrogées par l'agro-écologie. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 12, 111-138. DOI : 10.3917/rac.039.0111.
- Couturier, C., Charru, M., Doublet, S., Pointereau, P. (2017). Le scénario Afterres 2050. Solagro www.afterres2050.solagro.org.
- Desmit X., Thieu V., Dulière V., Ménesguen A., Campuzano F., Lassaletta L., Sobrinho J.L., Silvestre M., Garnier J., Neves R., Billen G., Lacroix G. (2018). Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *Science of the Total Environment*. 635: 1444-1466. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.1
- Einarsson, R., Pitulia, D., Cederberg, C. (2020). Subnational nutrient budgets to monitor environmental risks in EU agriculture: calculating phosphorus budgets for 243 EU28 regions using public data. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 117, pp. 199-213. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10064-y>
- Erb K-H, Lauk C, Kastner T, Mayer A, Theurl MC and Haberl H (2016). Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation *Nat. Commun.* 7 11382
- Erisman JW, Mark A, Sutton MA, 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>
- European Commission, 2020a (COM (2020) 380 final) https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF

- European Commission, 2020b (COM (2020) 381 final) https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:ea0f9f73-9ab2-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF
- Eyhorn, F., Muller, A., Reganold, J.P. et al. Sustainability in global agriculture driven by organic farming. *Nat Sustain* 2, 253–255 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0266-6>
- FAO and WHO. (2019). Sustainable healthy diets – Guiding principles. Rome. <http://www.fao.org/3/ca6640en/ca6640en.pdf>
- Fischer J., Brosi B., Daily G.C. et al. (2008). Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6, 382–387. doi:10.1890/070019
- Folberth C, Khabarov N, Balkovič J, Skalský R, Visconti P, Ciais P, Janssens IA, Peñuelas J, Obersteiner M (2020). The global cropland-sparing potential of high-yield farming. *Nature sustainability* 3: 281–289. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0505-x>
- Esculier, F., Le Noë, J., Barles, S., Billen, G., Créno, B., Garnier, J., Lesavre, J., Petit, L., & Tabuchi, J.-P. (2019). The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: A regionalized analysis of a water-agro-food system. *Journal of Hydrology*, 573, 1028–1045. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.043>
- Fuchs, R, Calum, B, M., et al. (2020). Europe's Green Deal offshores environmental damage to other nations. *Nature* 586, 671–673
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., 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., Vöosmarty, C.J. (2004). Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry* 70, 153–226. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>
- 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 in river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France). *Environmental Science and Policy*. 63: 76–90. doi:10.1016/j.envsci.2016.04.019
- Garnier J, Billen G., Legendre R., Riou Ph., Cugier Ph., Schapira M., Théry S., Thieu V., Menesguen A. (2019a). Managing the Agri-Food System of Watersheds to Combat Coastal Eutrophication: A Land-to-Sea Modelling Approach to the French Coastal English Channel. *Geosciences* 2019, 9, 441; doi:10.3390/geosciences9100441
- Garnier J., Le Noë J., Marescaux A., Sanz-Cobena A., Lassaletta L., Silvestre M., Thieu V., Billen G. (2019b). Long term changes in greenhouse gas emissions of French agriculture (1852-2014): from traditional agriculture to conventional intensive systems". *Sci. Tot. Environ.* [10.1016/j.scitotenv.2019.01.048](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.048).
- Garnett T, Godde Muller A, Roos E, Smith P, de Boer I, zu Ermgassen , Herrero M, van Middelaar C, Schader C, van Zantent H. (2017). Grazed and confused? Ruminating on cattle, grazing systems, methane, nitrous oxide, the soil carbon sequestration question – and what it all means for greenhouse gas emissions. Food Climate Research Network. Oxford.
- Green RE, Cornell SJ, Scharelmann JPW, Balmford A. (2005) Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307: 550-555. DOI: 10.1126/science.1106049
- Iglesias, A. and Garrote, L. (2015) Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. *Agricultural Water Management* 155. 113-124. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.03.014>,
- Jakobsen, M. (2014). Organic growing pigs in pasture systems – effect of feeding strategy and cropping system on foraging activity, nutrient intake from the range area and pig performance. Masters thesis, Aarhus University. <https://orprints.org/id/eprint/26677/>
- Kastner, T., Erb, K., Haberl, H. (2015). Global Human Appropriation of Net Primary Production for Biomass Consumption in the European Union, 1986–2007. *Journal of Industrial Ecology* 19, 825–836. <https://doi.org/10.1111/jiec.12238>

- Knox, J., Daccache, A., Hess, T., Haro, D., 2016. Meta-analysis of climate impacts and uncertainty on crop yields in Europe. *Environmental Research Letters* 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/doi: 10.1007/s10745-004-6834-y>
- Krausmann, F., Erb, K.-H., Gingrich, S., Haberl, H., Bondeau, A., Gaube, V., Lauk, C., Plutzer, C., Searchinger, T.D., 2013. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 10324–10329. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211349110>
- Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P.H., Haberl, H., Vesterager, J.P. et al. (2015). Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy* 49, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003>
- Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J. (2014). 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9. DOI:10.1088/1748-9326/9/10/105011
- 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. *Environ. Res. Lett.* 11 (2016) 095007 doi:10.1088/1748-9326/11/9/095007
- Lemaire, G., Carvalho, P., Kronberg, S., Recous, S. (2019). *Agroecosystem diversity. Reconciling contemporary agriculture and environment quality* Elsevier.
- Le Noë J, Billen G, Lassaletta L, Silvestre M, Garnier J. (2016). La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires. *Cahiers Agricultures* 25, 15004. DOI: 10.1051/cagri/2016002
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040>
- Le Noë J, Billen G, Esculier F & Garnier J. (2018) Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014. *Agr Ecosyst Env.* 265: 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>
- Le Noë J., Roux N., Billen G., Gingrich S., Erb K., Krausmann F., Thieu V., Silvestre M. and Garnier J. (2020). The phosphorus legacy offers opportunities for agro ecological transition (France 1850-2075). *Environ. Res. Lett.* <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab82cc>
- Levers C., Butsic V, Verbrug PH, Müller D, Kuemmerle T. (2016). Drivers of changes in agricultural intensity in Europe. *Land Use Policy.* 58: 380-393. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.013>
- Lotka AJ (1924). *Elements of physical biology.* Williams & Wilkins Co, Inc.
- Lotze-Campen H, Muller C, Bondeau A, Rost S, Popp A and Lucht W. (2008). Global food demand, productivity growth, and the scarcity of land and water resources: a spatially explicit mathematical programming approach *Agr. Econ.* 39: 325–38.
- Lotze-Campen H, Popp A, Beringer T, Muller C, Bondeau A, Rost S and Lucht W (2010). Scenarios of global bioenergy production: the trade-offs between agricultural expansion, intensification and trade *Ecol. Model* 221: 2188–96.
- MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Gutierrez Lazpita J and Gibon A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *J. Environ. Mangmt.* 59: 47-69. doi:10.1006/jema.1999.0335
- Martin TMP, Esculier F, Levavasseur F & Houot S (2020). Human urine-based fertilizers: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology.* DOI: 10.1080/10643389.2020.1838214
- 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, 1290.

- Niedertscheider, M., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K.-H., 2014. Exploring the effects of drastic institutional and socio-economic changes on land system dynamics in Germany between 1883 and 2007. *Global Environmental Change* 28, 98–108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.006>
- Palmero-Iniesta, M., Pino, J., Pesquer, L. et al. (2021). Recent forest area increase in Europe: expanding and regenerating forests differ in their regional patterns, drivers and productivity trends. *Eur J Forest Res.* <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01366-z>
- Patel A, Mungray AA, Mungray AK (2020). Technologies for the recovery of nutrients, water and energy from human urine: A review. *Chemosphere* 259 (2020) 127372. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127372>
- Pendrill, F., Persson, U.M., Godar, J., Kastner, T., (2019). Deforestation displaced: trade in forest-risk commodities and the prospects for a global forest transition. *Environmental Research Letters* 14, 055003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0d41>
- Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE (2011). Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333: 1289-1291. doi: 10.1126/science.1208742
- Plutzer, C., Kroisleitner, C., Haberl, H., Fetzel T, Bulgheroni C, Beringer, T., Hostert, P., Kastner, T., Kuemmerle, T., Lauk, C., Levers C., Linder, M., Moser, D., Müller, D., Niedertschneider M., Paracchini ML., Shaphoff, S., Verburg PH, Verkerk PJ, Erb K-H.(2016). Changes in the spatial patterns of human appropriation of net primary production (HANPP) in Europe 1990–2006. *Reg Environ Change* 16, 1225–1238. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0820-3>
- Poux, X., Aubert, P.-M. (2018). An agro-ecological Europe in 2050: multifunctional agri-culture for healthy eating. Findings from the Ten Years For Agroecology (TYFA) modelling exercise, Iddri-AScA, Study N°09/18, Paris, France, 74 p.
- Röös E, Patel M, Spanberg J, Carlsson G, Rydhmer L (2016). Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy* 58:1-13. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.10.008>
- Sattari, S.Z., Bouwman, A.F., Giller, K.E., van Ittersum, M.K., 2012. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proceedings of National Academy of Sciences*, 109, 6348–6353.
- Servolin, C. (1985). Les politiques agricoles. In : *Traité de Science Politique*, tome 4, les politiques publiques, 1^{ère} édition 1985
- Smil, V., (2000). Phosphorus in the environment: Natural flows and human interferences. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 25, 53-88.
- Schmitz C, Biewald A, Lotze-Campen H, Popp A, Dietrich J P, Bodirsky B, KrauseMand Weindl I (2012). Trading more food: implications for land use, greenhouse gas emissions, and the food system. *Glob. Environ. Change.* 22: 189–209.
- Sutton, M., Howard, C., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H. and Grizzetti, B. (eds) (2011). *The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives.* Cambridge University Press. 601 pp
- Terres JM, Scacchiafichia LN, Wania A, Ambar M, Anguiano E, Buckwell A, Coppola A, Gocht A, Nordström Källström H, Pointereau P, Strijker D, Visek L, Vranken L, Zobena A. (2015). Farmland abandonment in Europe: Identification of drivers and indicators, and development of a composite indicator of risk. *Land Use Policy* 49: 20-34.
- Theurl M, Lauk C, Kalt G, Mayer A, Kaltenecker K, Morais TG, Teixeira RFM, Domingos T, Winiwarter W, Erb KH, Haberl H. (2020). Food systems in a zero-deforestation world: dietary change is more important than intensification for climate targets in 2050.
- Valin H, Sands RD, van der Mensbrugge D, Nelson GC et al (2014). The future of food demand: understanding differences in global economic models *Agr. Econ.* 45: 51–67. <https://doi.org/10.1111/agec.12089>

Westhoek H., et al. (2015) Nitrogen on the Table : the influence of food choices on nitrogen emissions, greenhouse gas emissions and land use in Europe. ENA special report on Nitrogen and Food. CEH, UK

Willet W, Rockström J, Loken B, Springmann M, Lang T, Vermeulen S et al (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet* commissions 393:10170, 447-492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

Wüstholtz, J., Carrasco, S., Berger, U., Sundrum, A., & Bellof, G. (2017). Silage of young harvested alfalfa (*Medicago sativa*) as home-grown protein feed in the organic feeding of laying hens. *Organic Agriculture*, 7(2), 153–163. <https://doi.org/10.1007/s13165-016-0151-9>

Wüstholtz, J., Carrasco, S., Berger, U., Sundrum, A., & Bellof, G. (2017b). Fattening and slaughtering performance of growing pigs consuming high levels of alfalfa silage (*Medicago sativa*) in organic pig production. *Livestock Science*, 200, 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2017.04.004>