



Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine

Enseignements d'une modélisation du système alimentaire européen

Xavier Poux (ASCA, Iddri), Pierre-Marie Aubert (Iddri)

Avec les contributions de Jonathan Saulnier, Sarah Lumbroso (ASCA), Sébastien Treyer, William Loveluck, Élisabeth Hege, Marie-Hélène Schwoob (Iddri)

L'AGROÉCOLOGIE : UN PROJET AMBITIEUX ET SYSTÉMIQUE

Prendre en compte *conjointement* les enjeux d'alimentation durable des Européens, de préservation de la biodiversité et des ressources naturelles et de lutte contre le changement climatique suppose une transition profonde de notre système agricole et alimentaire. Un projet agroécologique fondé sur l'abandon des pesticides et des engrais de synthèse, et le redéploiement de prairies extensives et d'infrastructures paysagères permettrait une prise en charge cohérente de ces enjeux.

UNE MODÉLISATION ORIGINALE DU SYSTÈME ALIMENTAIRE EUROPÉEN

Le projet TYFA explore la possibilité de généraliser une telle agroécologie à l'échelle européenne en analysant les usages et *besoins* de la production agricole, actuelle et future. Un modèle quantitatif original (TYFAM), mettant en relation systémique la production agricole, les modes de production et l'usage des terres, permet d'analyser rétrospectivement le fonctionnement du système alimentaire européen et de quantifier un scénario agroécologique à 2050 en testant les implications de différentes hypothèses.

PERSPECTIVES POUR UN SYSTÈME AGROÉCOLOGIQUE MOINS PRODUCTIVISTE

Les régimes alimentaires européens, de plus en plus déséquilibrés et trop riches, notamment en produits animaux, contribuent à l'augmentation de l'obésité, du diabète et des maladies cardio-vasculaires. Ils reposent sur une agriculture intensive, fortement dépendante : (i) des pesticides et fertilisants de synthèse – aux conséquences sanitaires et environnementales avérées ; (ii) des importations de protéines végétales pour l'alimentation animale – faisant de l'Europe un importateur net de terres agricoles. Un changement de régime alimentaire moins riche en produits animaux ouvre ainsi des perspectives pour une transition vers une agroécologie moins productive.

UNE ALIMENTATION DURABLE POUR 530 MILLIONS D'EUROPÉENS

Le scénario TYFA s'appuie sur la généralisation de l'agroécologie, l'abandon des importations de protéines végétales et l'adoption de régimes alimentaires plus sains à l'horizon 2050. Malgré une baisse induite de la production de 35 % par rapport à 2010 (en Kcal), ce scénario :

- nourrit sainement les Européens tout en conservant une capacité d'exportation ;
- réduit l'empreinte alimentaire mondiale de l'Europe ;
- conduit à une réduction des émissions de GES du secteur agricole de 40 % ;
- permet de reconquérir la biodiversité et de conserver les ressources naturelles.

Des travaux complémentaires sont à venir quant aux implications socio-économiques et politiques du scénario TYFA.

Copyright © 2018 IDDRI

En tant que fondation reconnue d'utilité publique, l'Iddri encourage, sous réserve de citation (référence bibliographique et/ou URL correspondante), la reproduction et la communication de ses contenus, à des fins personnelles, dans le cadre de recherches ou à des fins pédagogiques. Toute utilisation commerciale (en version imprimée ou électronique) est toutefois interdite.

Sauf mention contraire, les opinions, interprétations et conclusions exprimées sont celles de leurs auteurs, et n'engagent pas nécessairement l'Iddri en tant qu'institution ni les individus ou les organisations consultés dans le cadre de cette étude.

Citation : Poux, X., Aubert, P.-M. (2018). Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine. Enseignements d'une modélisation du système alimentaire européen, Iddri-AScA, *Study* N°09/18, Paris, France, 78 p.



Cette étude a été conduite en partenariat avec le bureau d'étude AScA. Elle a bénéficié du soutien de la Fondation Charles Léopold Mayer pour le Progrès de l'Homme, ainsi que d'une aide de l'État gérée par l'Agence nationale de la recherche au titre du programme « Investissements d'avenir » portant la référence ANR-10-LABX-01.



L'élaboration de ce document a bénéficié des conseils et retours critiques d'un conseil scientifique composé de :

Marc P. Benoît (INRA, COMETE)
Marc Benoît (INRA, ASTER)
Tamara Ben Ari (INRA, UMR Agronomie)
Gilles Billen (CNRS, UMR TETIS)
Laurence Guichard (INRA, UMR Agronomie)
Philippe Lescoat (AgroParisTech)
Marc Moraine (INRA, UMR Innovations)
Natacha Sautereau (ITAB)
Olivier Théron (INRA, UMR LAE)



Pour toute question sur cette publication, merci de contacter :

Pierre-Marie Aubert – pierremarie.aubert@iddri.org
Xavier Poux – xavier.poux@asca-net.com

ISSN : 2258-7535

UNE EUROPE AGROÉCOLOGIQUE : UNE OPTION SOUHAITABLE ET CRÉDIBLE FACE AUX ENJEUX ALIMENTAIRE ET ENVIRONNEMENTAUX

Les attentes sociales en matière d'alimentation saine et de préservation des ressources naturelles et de biodiversité s'affirment de plus en plus nettement au niveau européen. Leur prise en charge efficace suppose de généraliser une agriculture agroécologique, c'est-à-dire sans recours aux pesticides et maximisant les processus écologiques. En Europe, une telle agriculture est en moyenne moins productive et est de ce fait considérée comme incompatible avec la poursuite d'autres enjeux cruciaux : produire suffisamment pour l'Europe et le monde tout en développant les filières de la bioéconomie pour lutter contre le changement climatique. L'impératif d'une Europe agricole productive semble ainsi s'opposer à la préservation des ressources naturelles, des paysages et des espèces.

Le projet TYFA – Ten Years For Agroecology in Europe – aborde ce dilemme apparent en interrogeant les besoins de production agricole compatibles avec une prise en charge, au même niveau de priorité, des enjeux de climat, de santé, de conservation de la biodiversité et des ressources naturelles et d'alimentation européenne et mondiale. Avec l'appui d'experts scientifiques de haut niveau, un modèle quantitatif simulant le fonctionnement agronomique du système alimentaire a été élaboré afin d'examiner la situation actuelle et de développer un scénario agroécologique pour l'Europe à 2050. Il s'agit du premier volet d'un travail de prospective qui abordera successivement les enjeux socio-économiques et les leviers politiques d'une transition agroécologique.

Le système alimentaire européen actuel n'est pas durable

Le système alimentaire européen est souvent perçu comme très performant. À son actif, on peut considérer les volumes produits, la structuration d'un appareil agro-alimentaire capable à la fois de nourrir plus de 500 millions d'Européens et de contribuer positivement à la balance commerciale, fournissant 4,2 millions d'emplois en Europe. En outre, depuis 25 ans, l'efficacité de l'agriculture européenne s'améliore en termes de gaz à effets de serre (- 20 % entre 1990 et 2015), du fait notamment d'une concentration de l'élevage et d'une meilleure efficacité dans l'usage de l'azote.

Mais depuis plusieurs décennies, ces succès ont des conséquences sociales et environnementales de plus en plus nettes. Sur le plan de la santé, les maladies liées à l'alimentation explosent (diabète, obésité, maladies cardio-vasculaires). Si l'on produit beaucoup en Europe, on mange en effet également trop et de manière déséquilibrée par rapport aux recommandations nutritionnelles de l'Autorité européenne de sécurité alimentaire (EFSA) et de l'Organisation mondiale de la santé (OMS)¹. C'est particulièrement vrai des produits animaux (+ 60 % de protéines animales par rapport aux recommandations), eux-mêmes nourris par une

1. EFSA, (2017b). *EFSA Comprehensive European Food Consumption Database*. European Food Safety Authority – <https://www.efsa.europa.eu/en/food-consumption/comprehensive-database>.

part croissante des productions végétales disponibles en Europe (58 % des céréales et 67 % des oléoprotéagineux sont destinés à l'alimentation animale), la majorité de ces derniers étant importé d'Amérique latine sous forme de tourteaux de soja.

Les hauts niveaux de productivité de la terre que connaît l'Europe résultent aussi d'un usage massif d'intrants chimiques – pesticides et fertilisants de synthèse. Les premiers sont responsables d'un accroissement de la prévalence de nombreuses maladies chez les agriculteurs², tandis qu'une forte suspicion pèse sur leurs impacts dans notre alimentation, y compris l'eau potable. L'agriculture européenne menace également une biodiversité dont l'érosion est alarmante. En l'espace d'une génération, 20% des oiseaux communs ont disparu³, et certaines régions déplorent la disparition de $\frac{3}{4}$ des insectes volants⁴. Il faut ajouter à ce bilan la destruction de la forêt tropicale que l'on « importe » indirectement *via* le soja produit en Amérique du Sud. Les ressources naturelles s'altèrent incontestablement.

Ces dynamiques renvoient à des processus de spécialisation, de concentration et d'intensification des exploitations agricoles. Les agriculteurs sont engagés dans une compétition à l'agrandissement, au suréquipement et dans une logique où chaque progrès agronomique consomme davantage d'énergie et de nutriments importés, dans une course continue entre pesticides et ravageurs. Le maintien du potentiel agronomique a un coût financier et environnemental élevé qui semble sans fin.

Face à ces enjeux, la réponse dominante est la *sustainable intensification*, qui cherche à faire « mieux avec moins », en améliorant l'efficacité dans l'usage des ressources et des intrants. Elle s'appuie cependant sur des solutions techniques partielles, conduisant à poursuivre les dynamiques d'agrandissement, de concentration et de spécialisation des exploitations, dont on constate qu'elles sont une cause majeure de la dégradation de la biodiversité et des paysages agricoles. Elle laisse par ailleurs d'autres questions ouvertes : « mettre moins d'intrants », est-ce suffisant pour la biodiversité et les ressources naturelles ? Pour la qualité de notre alimentation ?

Un cahier des charges pour l'agriculture agroécologique permettant une prise en charge ambitieuse et systémique des enjeux de durabilité

Dans TYFA, l'agroécologie est abordée comme une trajectoire d'innovations des systèmes agricoles visant à maximiser l'usage des processus écologiques dans le fonctionnement des agro-écosystèmes, en vue d'atteindre une alimentation durable. Sur cette base, nous proposons des hypothèses concernant chaque dimension du système agricole et alimentaire : la gestion de la fertilité, la production végétale, l'usage des terres, la production animale, les usages non alimentaires, le régime alimentaire des Européens. Ces hypothèses doivent être comprises à la lumière de l'équilibre recherché dans la prise en compte des enjeux de santé, de sécurité alimentaire, de conservation des ressources naturelles et de la biodiversité et de lutte contre le changement climatique.

En termes agronomiques, ces hypothèses se traduisent par la nécessité de généraliser la valorisation des ressources locales — conduisant à une gestion fine des flux de nutriments à l'échelle des territoires — et un principe de précaution conduisant à s'affranchir de l'usage des pesticides. Il s'agit de retrouver une fonctionnalité des agro-écosystèmes valorisant aux mieux la vie biologique des sols et les capacités de fixation symbiotique de l'azote par les légumineuses (que les apports d'engrais azotés minéraux inhibent). Les transferts de fertilité entre surfaces qui apportent de l'azote grâce aux légumineuses et celle qui en exportent (les cultures non légumineuses) sont assurés par l'élevage *via* le fumier. Les prairies naturelles non fertilisées et les animaux qui les valorisent jouent un rôle essentiel dans cette fourniture d'azote. L'agroécologie telle qu'envisagée dans TYFA repose enfin sur un développement significatif d'infrastructures agroécologiques — haies, arbres, mares, habitats pierreux favorables aux insectes — à hauteur de 10 % de la sole cultivée, qui s'ajoutent aux prairies extensives qui constituent la principale composante de ces infrastructures.

Le passage à une agriculture à bas niveau d'intrants chimiques et comportant une fraction importante de prairies permanentes extensives et autres infrastructures agroécologiques permet ainsi d'envisager de front la reconquête de la biodiversité, celle de la qualité des ressources naturelles et une baisse des émissions de gaz à effet de serre.

Cette performance écologique multifonctionnelle de l'agroécologie n'est cependant crédible que parce qu'elle s'accompagne d'une baisse de production par rapport à la situation actuelle.

2. Inserm, (2013). *Pesticides – Effets sur la santé – Synthèse et recommandations*. Paris, Expertise collective, 146 p.

3. Inger R., *et al.*, (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology letters*, 18 (1), 28-36

4. Hallmann C.A., *et al.*, (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12 (10)

Les hypothèses de rendements retenus dans TYFA (basées sur les références de l'agriculture biologique pour l'Europe⁵) sont en effet inférieures de 10 à 50 % aux rendements moyens actuels selon les cultures, même si des innovations futures sont à considérer dans ce domaine, qui permettraient notamment de s'adapter aux conséquences du changement climatique.

Une Europe agroécologique peut satisfaire des besoins alimentaires équilibrés pour 530 millions d'Européens à l'horizon 2050

Dès lors, le cahier des charges que TYFA définit pour l'agroécologie n'est-il pas trop beau pour être crédible ? Peut-on vraiment envisager la baisse de production qu'entraînerait la généralisation des rendements constatés aujourd'hui en agriculture biologique et répondre aux besoins d'une population qui devrait atteindre près de 530 millions d'habitants en 2050 ?

La réponse est positive, et c'est une des conclusions centrales du travail de modélisation et de quantification engagé dans TYFA. En partant d'un régime alimentaire sain, basé sur les recommandations nutritionnelles en vigueur (EFSA, OMS et PNNS), tout en conservant des attributs culturels importants comme la consommation de produits animaux et de vin, la baisse de production modélisée dans le scénario (- 30 % sur les produits végétaux et - 40 % sur les produits animaux) permet de nourrir les Européens, y compris en consacrant une fraction élevée des surfaces à des infrastructures agroécologiques qui ne produisent pas directement mais contribuent au bon fonctionnement des agroécosystèmes.

Ce régime alimentaire est notablement moins riche en produits animaux – mais ceux que l'on consomme sont de meilleure qualité – et en sucres ; il l'est par contre davantage en fruits et légumes – de saison – et en fibres. Il est au total plus sain sur le plan nutritionnel et d'une qualité environnementale totale si l'on considère le remplacement des pesticides par des auxiliaires naturels. Il marque une rupture par rapport à ce que nous mangeons aujourd'hui, mais cette transformation n'est pas nécessairement d'un ordre de grandeur si différent que les évolutions dans ce domaine entre l'après-guerre et aujourd'hui.

Les usages non alimentaires de la biomasse sont par ailleurs sensiblement réduits dans TYFA, le

scénario se situant de ce point de vue en décalage par rapport à certaines approches d'une bioéconomie très productive pour répondre à la nécessité de réduire l'usage des carburants fossiles. Ainsi, la production d'agrocultures et de gaz naturel (par méthanisation) est réduite à 0 à 2050 contre, respectivement, 8,7 millions et 10,7 millions de tep en 2010, soit seulement 2% de la consommation énergétique européenne. Malgré cela, le scénario TYFA offre un potentiel de réduction des émissions de gaz à effet de serre liés à l'agriculture de 36 % par rapport à 2010, qui peut être porté à 40 % si l'on intègre dans le calcul des émissions 2010 celles associées à la « déforestation importée », qui disparaissent totalement dans TFYA avec l'abandon des importations de protéines végétales.

Par ailleurs, la diversification des productions et des paysages agricoles constitue un atout de ce scénario en matière d'adaptation au changement climatique.

Même en produisant moins pour produire mieux, une Europe agroécologique contribue à la sécurité alimentaire mondiale

Si les bénéfices de TYFA sont centrés sur l'Europe – la santé des Européens (au premier rang desquels les producteurs agricoles) et des écosystèmes et des paysages fonctionnels – les enjeux globaux ne sont pas pour autant sacrifiés dans le passage à une Europe agroécologique – qui n'en devient pas par ailleurs autarcique. En matière de sécurité alimentaire, la réduction de la consommation et de la production de produits animaux, notamment granivores, se traduit par une moindre mobilisation des céréales pour ce secteur, libérant un surplus de céréales comparable, en volume, à la balance net export-import de la dernière décennie (6 % de la production européenne). Cette quantité n'a pas vocation à « nourrir le monde » – ce sont en première instance les pays qui doivent se nourrir eux-mêmes – mais à fournir un stock mobilisable en cas de crise alimentaire, en particulier dans la zone méditerranéenne. Mais la principale contribution à la sécurité alimentaire consiste à envisager une agriculture européenne plus autonome, qui cesse d'importer près de 35 millions d'hectares de soja. Pour les pays exportateurs de soja, c'est une pression moindre sur la déforestation.

L'Europe agroécologique dressée dans TYFA dégage également un volant de production non directement consommé par les Européens, qui peut être valorisés à l'exportation notamment grâce à sa qualité, sur les produits laitiers (20 % de la production, un peu moins de la moitié qu'en 2010) et sur le vin.

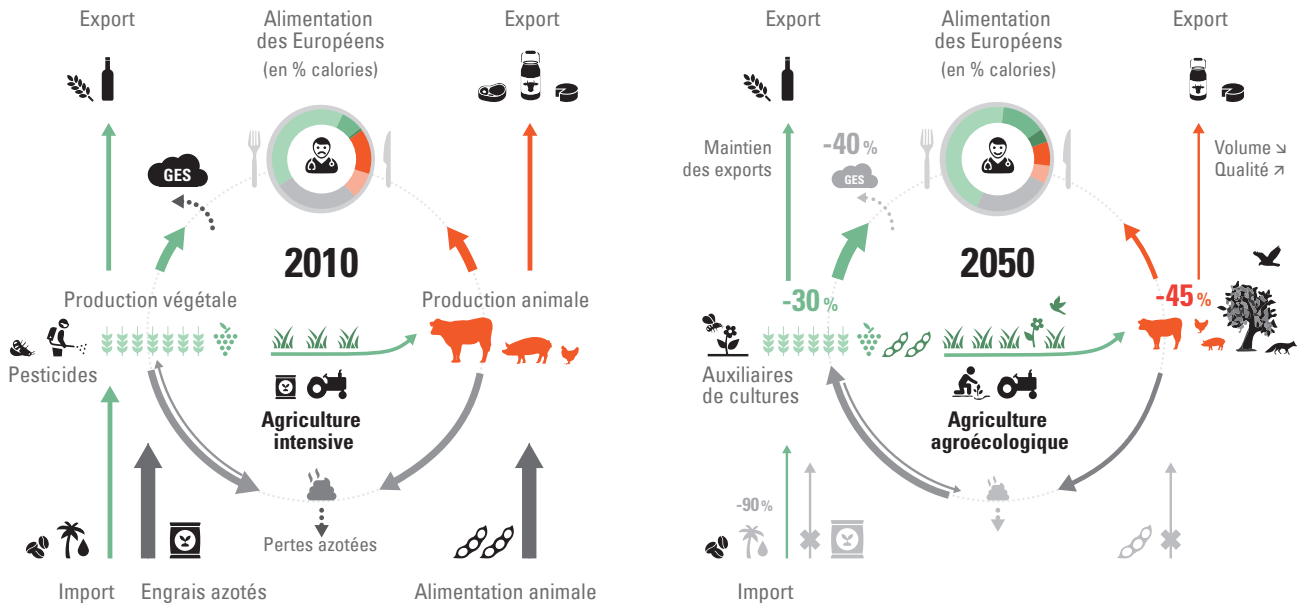
5. Ponisio L.C., et al (2015). Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proc. R. Soc. B*, 282 (1799)

Envisager une transition vers l'agroécologie

Les enseignements du scénario TYFA, résumés ci-dessus, reposent sur la construction d'une image agronomique et alimentaire à l'horizon 2050. La « ferme Europe » agroécologique y est productive et très efficiente dans l'usage des ressources rares. Cette image est perfectible et des variantes peuvent être envisagées. Sa fonction n'est pas d'imposer un régime alimentaire et une organisation d'ensemble de la production agricole, elle est d'enrichir le débat en montrant la faisabilité et la pertinence d'une autre approche pour

intégrer les enjeux environnementaux et sociaux dans la production agricole. Les suites de la réflexion devront aborder d'autres thèmes dans les registres économiques et politiques. L'enjeu en est posé dans le titre même de TYFA : les dix ans (« *Ten Years* ») sont le pas de temps nécessaire non pas pour atteindre une Europe entièrement agroécologique à cet horizon, mais pour engager un mouvement qui rende cette perspective envisageable en 2050. L'objectif de l'analyse présentée ici est de montrer que le cap de cette transition est non seulement souhaitable, mais aussi crédible. Un débat et un chantier s'ouvrent ; ils seront politiques.

TYFA : UN SCÉNARIO POUR UNE EUROPE AGROÉCOLOGIQUE EN 2050

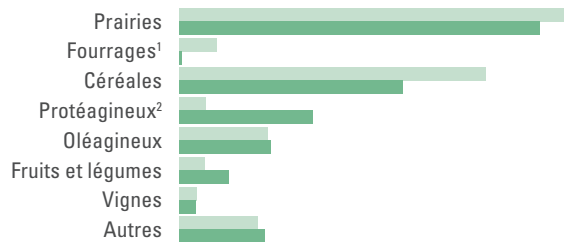


Productions

- Céréales et féculents
- Fruits et légumes
- Protéagineux (pois, lentilles...)
- Viandes, œufs et poissons
- Produits laitiers
- Autres



Usage des sols ● 2010 ● 2050



1 : non protéinés ; 2 : grains et fourrage

Prairies

Le scénario TYFA (Ten Years for Agroecology) repose sur l'abandon des pesticides et des fertilisants de synthèse, le redéploiement des prairies naturelles et l'extension des infrastructures agroécologiques (haies, arbres, mares, habitats pierreux). Il envisage également la généralisation de régimes alimentaires plus sains, moins riches en produits animaux et faisant une plus grande place aux fruits et légumes. Malgré une baisse de la production de 35 % par rapport à 2010 (en kcal), ce scénario satisfait aux besoins alimentaires des Européens tout en conservant une capacité d'exportation sur les céréales, les produits laitiers et le vin. Il permet une réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) du secteur agricole de 40 % par rapport à 2010, une reconquête de la biodiversité et la conservation des ressources naturelles (vie biologique des sols, qualité de l'eau, recomplexification des chaînes trophiques).

Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine

Enseignements d'une modélisation du système agrialimentaire européen

Xavier Poux (AScA, Iddri), Pierre-Marie Aubert (Iddri)

Avec les contributions de Jonathan Saulnier, Sarah Lumbruso (AScA), Sébastien Treyer, William Loveluck, Élisabeth Hege, Marie-Hélène Schwoob (Iddri)

LISTE DES FIGURES	10		
LISTE DES TABLEAUX	11		
AVANT-PROPOS	13		
1. INTRODUCTION	15		
1.1. Une approche de l'agroécologie centrée sur l'agronomie	15		
1.2. Agroécologie et intensification durable (<i>sustainable intensification</i>)	16		
1.3. Une analyse à l'échelle de la « ferme Europe »	17		
1.4. Modéliser le système alimentaire européen dans une perspective agroécologique	18		
1.5. La démarche de modélisation comme « fil rouge »	19		
2. UNE ANALYSE RÉTROSPECTIVE DU SYSTÈME ALIMENTAIRE EUROPÉEN : TENDANCES ET ENJEUX POUR UNE TRANSITION AGROÉCOLOGIQUE	21		
2.1. Les sources de données	21		
2.2. Des régimes alimentaires trop riches et déséquilibrés	22		
2.3. La production végétale et l'usage des terres : intensification et spécialisation	24		
2.4. Les usages industriels : agrocarburants et bioéconomie	27		
2.5. L'intensification de la production animale	27		
2.6. L'ouverture du cycle de l'azote et ses conséquences	28		
2.7. Conclusion partielle : les enjeux de la transition agroécologique dans TYFA	30		
3. VERS UNE EUROPE AGROÉCOLOGIQUE : PRINCIPES ET APPLICATION AU PARAMÉTRAGE DE TYFA_m	31		
3.1. Une approche située et cohérente de l'agroécologie	31		
3.2. La gestion de l'azote : reboucler les cycles de fertilité au niveau territorial	32		
		3.3. Une production végétale extensive dans un paysage agricole diversifié	33
		3.4. La production animale : une reconception liée à l'extensification végétale	41
		3.5. Une réduction des usages industriels et énergétiques	44
		3.6. Une alimentation durable pour un système agroécologique	45
		3.7. Résumé des hypothèses clés	47
		4. L'EUROPE AGROÉCOLOGIQUE EN 2050 DANS LE SCÉNARIO TYFA : RÉSULTATS ET PRINCIPAUX ENSEIGNEMENTS	48
		4.1. La production, les échanges et l'alimentation en 2050	48
		4.2. L'usage des sols associé à la production	50
		4.3. Le bilan azoté : résultats 2050 et points de comparaison	53
		4.4. Un équilibre entre atténuation des émissions de GES et biodiversité	60
		4.5. Tests de sensibilité du scénario et hypothèses alternatives	64
		5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	67
		5.1. Une démarche de modélisation pionnière	67
		5.2. Des ruptures plausibles, souhaitables et comparables en ampleur à d'autres dans le passé	68
		5.3. Les perspectives de TYFA : les implications socio-économiques, politiques et trajectoires	68
		RÉFÉRENCES	70
		ANNEXE : DANS LES COULISSES DE TYFA_m : PARAMÉTRAGE ET ORGANISATION DU MODÈLE	76
		La structure logique du modèle	76
		Les catégories de production utilisées dans le modèle	76
		Les références pour l'azote	76

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Structure logique de TYFam : une représentation simplifiée du système alimentaire européen	19	Figure 15. Les hypothèses principales du scénario TYFA	47
Figure 2. Consommation protéique annuelle dans l'UE-28, de 1962 à 2010, en kg/personne/an	23	Figure 16. Évolution de la production animale entre 2010 et 2050, en tonnes (matière sèche pour le lait) et en Kcal	49
Figure 3. Consommation apparente d'huiles végétales et d'aliments de base (pomme de terre, céréales) en UE-28 de 1962 à 2010, en kcal/personne/jour	24	Figure 17. Évolution du cheptel entre 2010 et 2050 (UGB)	49
Figure 4. Consommation apparente de viandes blanches et rouges en UE-28 de 1962 à 2010, en kcal/personne/jour	24	Figure 18. Évolution de la production végétale de la « ferme Europe » entre 2010 et 2050 (106 t MS)	50
Figure 5. Usages de la SAU européenne en 2010	25	Figure 19. Évolution de l'usage des sols agricoles 2010-2050 - détail	51
Figure 6. Assolement des terres arables dans l'Union européenne	25	Figure 20. Évolution de l'assolement global au sein des terres arables	51
Figure 7. Bilan import-export des produits alimentaires de l'UE (2010, en milliers de tonnes).	26	Figure 21. Évolution indicative de la composition des surfaces en céréales	51
Figure 8. Évolution des usages des oléagineux (8a) et des céréales (8b) disponibles en Europe, 1961-2013	26	Figure 22. Solde du bilan azoté de TYFA en 2050	56
Figure 9. Typologie des territoires agricoles européens en fonction de la place de l'élevage	33	Figure 23. Spatialisation des dépôts atmosphériques d'azote (toutes formes)	57
Figure 10. Écarts de rendement retenus entre TYFA 2050 et les rendements 2010	36	Figure 24. Carte des orientations productives dominantes (OTEX) des régions de l'UE 27 en 2012	59
Figure 11. Carte de l'impact projeté du changement climatique sur les rendements à horizon 2050	37	Figure 25. Carte des formes d'usage des sols dominantes dans les régions de l'UE 27	59
Figure 12. Habitats semi-naturels et chaînes trophiques	38	Figure 26. Potentiel de réduction des émissions de GES sous le scénario TYFA comparé à 2010	61
Figure 13. La diversité des formes de prairie en contexte tempéré	40		
Figure 14. Les hypothèses de régime alimentaire dans TYFA et comparaison avec le régime alimentaire 2010	46		

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Régime alimentaire moyen et taux de consommation des produits agricoles	22	Tableau 13. Comptabilisation des apports d'azote à la sole cultivée par la fixation symbiotique des légumineuses en rotation	54
Tableau 2. Régime alimentaire européen « moyen » 2010 comparé aux repères nutritionnels retenus	23	Tableau 15. Azote potentiellement disponible pour les cultures par le transfert des déjections d'élevage	55
Tableau 3. Correspondance entre alimentation animale disponible et consommée en 2010	28	Tableau 14. Calcul de la production d'azote potentiellement disponible pour les cultures – exemple du cheptel associé à la production laitière	55
Tableau 4. Structure du bilan azoté de la ferme Europe en 2014 et comparaison globale avec 2010	29	Tableau 16. Comparaison des bilans azotés à l'échelle de l'Europe, 2010 et 2050 (million de tonnes de N)	56
Tableau 5. Rapport entre les rendements des oléoprotéagineux en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle et valeurs retenues dans TYFA	35	Tableau 17. Émissions directes du secteur agricole en 2010 : comparaison Climagri / données Eurostat	62
Tableau 6. Références bibliographiques techniques utilisées pour le paramétrage des ateliers d'élevage	41	Tableau 18. Comparaison des émissions de la ferme Europe en 2010 et 2050 sous le scénario TYFA	62
Tableau 7. Hypothèses de consommation pour quelques groupes d'aliments dans plusieurs études similaires à TYFA (niveau européen ou national)	45	Tableau 19. Les indicateurs des déterminants de la biodiversité dans TYFA 2050 vs. situation 2010.	63
Tableau 8. Le régime alimentaire proposé dans TYFA	46	Tableau 20. Synthèse de l'impact sur la biodiversité de TYFA 2050 vs. situation 2010.	64
Tableau 9. Détail de la composition de la consommation des viandes, comparaison 2010-2050	47	Tableau 21. Sensibilité du modèle à des hypothèses alternatives (exprimée par les chiffres en gras)	65
Tableau 10. Positionnement du régime alimentaire TYFA par rapport à 2010 et aux principaux repères nutritionnels retenus	47	Tableau 22. Valeurs de fixation symbiotique retenues dans TYFAm comme apport aux systèmes de culture	77
Tableau 11. Principales caractéristiques de l'assolement d'intérêt pour l'analyse des rotations	53	Tableau 23. Hypothèses de temps de séjour des animaux en bâtiment	77
Tableau 12. Comptabilisation des exportations d'azote par les plantes	54		

AVANT-PROPOS

Cette étude présente la démarche et les résultats d'une modélisation agronomique de la « ferme Europe » à 2050, dans le cadre d'un projet de recherche prospective nommé *Ten Years For Agroecology* (TYFA dans la suite du texte). Ce projet repose sur deux prémisses :

- face aux enjeux auxquels est confronté le système alimentaire européen en matière d'environnement, de santé humaine et de développement socio-économique¹, l'agroécologie constitue une réponse crédible et holistique ;
- parvenir à une Europe agroécologique en 2050 suppose de prendre des mesures dès aujourd'hui. Dans cette perspective, les dix prochaines années seront déterminantes pour engager l'Europe dans une véritable transition agroécologique.

Cette étude se concentre sur la cohérence et la crédibilité d'un tel scénario agroécologique sur le plan agronomique et alimentaire. Si elle intègre certains aspects socio-économiques et politiques (sur les exportations, sur une logique de production sobre, sur le cadrage sociétal même de la réflexion agronomique), des développements sur ces volets sont en cours et seront mis en discussion à des phases ultérieures de la démarche, sur la base des hypothèses agronomiques et écologiques établies dans cette première phase.

Les hypothèses de cette modélisation agronomique sont radicales. Côté production : autonomie protéique et abandon des importations de

protéines végétales, arrêt des pesticides et de l'usage d'azote de synthèse – nous verrons que cette dernière hypothèse est sans doute celle qui ouvre le plus de questions –, et une place importante donnée à l'élevage extensif, pour des enjeux de biodiversité et de transfert de fertilité. Côté consommation : une réduction significative des protéines animales (viande, poisson et produits laitiers) d'un côté et une forte croissance des fruits et légumes de l'autre.

Ce jeu d'hypothèses fait écho à des attentes exprimées par les citoyens et relayées par la société civile en matière de santé, à la fois sur le plan nutritionnel et plus globalement sur l'exposition aux substances actives associées à l'usage des intrants de synthèse. Il fait aussi référence aux constats alarmants en matière d'érosion de la biodiversité, de changement climatique et, de manière sous-jacente, à la spécialisation et à la simplification croissante des paysages agricoles.

Le test de ces hypothèses radicales et originales s'inscrit dans un champ de prospective agronomique en plein essor qui vise explicitement à tester la possibilité du passage à grande échelle d'options techniques jugées aujourd'hui alternatives, en particulier l'agriculture biologique (Van Grinsven *et al.*, 2015 ; Muller *et al.*, 2017 ; Billen *et al.*, 2018). Ces travaux illustrent le fait que la démarche exposée dans ce rapport : (i) n'est pas isolée et s'inscrit dans un courant de réflexion global autour d'une re-conception des modèles de développement agricole, (ii) participe d'un effort de recherche pionnier et débouche sur des champs de questionnement qui restent largement à investir, et (iii) propose un travail de spécification aux échelles régionales (au sens des grandes aires biogéographiques de production agricole) de ces réflexions prospectives.

1. Si l'étude ne traite pas directement des enjeux de bien-être animal, les hypothèses portées en matière de systèmes d'élevage se traduiraient par une amélioration sensible sur ce point également.

Ainsi, Ainsi, plusieurs démarches font clairement écho aux questions posées dans le cadre de TYFA – à l'échelle de la France (Solagro *et al.*, 2016 ; Billen *et al.*, 2018) ou du globe (Schader *et al.*, 2015 ; Lassaletta *et al.*, 2016 ; Le Mouel *et al.*, 2016 ; Muller *et al.*, 2017). Aucune n'aborde cependant directement les enjeux de la manière dont TYFA propose de le faire, ce qui nous a conduits à développer une approche originale à la fois dans le cadrage et dans la méthode.

Cette étude décrit ainsi ce que pourrait être une « ferme Europe » (cette notion sera développée plus en détail dès l'introduction) agroécologique en 2050 et, conjointement, un régime alimentaire et une contribution de l'Europe aux marchés mondiaux agricoles. La radicalité des hypothèses est là pour ouvrir un espace de discussion dans un débat qui s'est progressivement refermé autour de deux idées, majoritairement acceptées comme évidentes alors qu'il nous semble au contraire qu'elles doivent être mises en discussion : (i) il faut conserver un niveau de production élevé en Europe pour des raisons de sécurité alimentaire ; (ii) la priorité environnementale est une recherche d'efficacité dans l'usage des intrants (en n'explicitant ni le niveau absolu souhaitable dans l'usage de ces intrants – on peut être efficace sans être sobre – ni l'impact sur les paysages et les usages des sols et donc, sur la biodiversité).

À ce titre, TYFA est bien un exercice de prospective, qui se positionne et se comprend dans le champ des démarches prospectives en amont, et en partie autonome, des débats décisionnels qu'elles alimentent (Labbouz, 2014). Son objet n'est pas de concevoir une image « programme » qu'il s'agirait de dérouler ; il est d'envisager des ruptures pour enrichir des discussions dans lesquelles il nous semble qu'il existe des points aveugles en matière de santé humaine, environnementale et de biodiversité – pour ne rester que sur le registre biotechnique.

Sur le plan méthodologique, tous les efforts ont été faits pour ancrer la réflexion sur les bases les plus robustes et explicites possibles – ce dont ce document témoigne, qui vise à la transparence des hypothèses et du paramétrage du modèle. Précisons que si nous présentons ici un document

stabilisé pour les besoins de l'exposé, chaque hypothèse et chaque paramètre ont été testés, discutés, remis en question. Les hypothèses procèdent donc de nombreuses itérations et révisions inhérentes à l'exploration d'un système complexe, grâce notamment aux discussions et échanges avec les chercheurs et experts auxquels nous avons présenté des versions antérieures (Encadré 1).

Enfin, si les résultats de la démarche fournissent un repère utile dans les débats sur l'agriculture et l'alimentation, ils ne prétendent en aucun cas les clore. Les questions et les besoins d'approfondissement qu'ils mettent en avant en témoignent. Cette étude n'est donc qu'une étape pionnière dans un champ de réflexion et de débat qui devra continuer dans les années qui suivent.

Encadré 1 : le processus de mise en discussion des bases agronomiques de TYFA

Le travail exposé dans le présent rapport a fait l'objet d'une série de présentations auprès de chercheurs, experts et acteurs impliqués à différents niveaux dans les réflexions sur les possibilités et les enjeux d'une transition du système alimentaire européen. Quatre ateliers ont été organisés entre septembre 2017 et avril 2018, dont trois à Paris avec un public principalement composé d'agronomes, et un à Bruxelles auprès d'un panel plus large comprenant des acteurs de la société civile, des chercheurs en sciences sociales (économie, droit, sciences politiques) et des *think tanks*. L'objectif de ces rencontres a été de mettre en discussion le *cadrage* tout autant que la *méthode* proposés pour développer le scénario TYFA.

Concernant le *cadrage*, il s'est agi plus particulièrement d'échanger sur les hypothèses structurantes de TYFA et de s'assurer qu'elles étaient toutes justifiables – bien qu'éminemment discutables au sens scientifique du terme – au regard de l'état des connaissances, de la structure actuelle des débats et du cadre normatif existant.

Sur la *méthode*, le contenu du modèle et son architecture, ainsi que la traduction des hypothèses qualitatives en paramètres quantifiables, ont été passés au crible des chercheurs convoqués. Ces échanges nous ont notamment conduit à revisiter à plusieurs reprises le paramétrage des hypothèses dans TYFA et à retravailler de fond en comble, à l'issue du premier atelier, l'architecture du modèle.

1. INTRODUCTION

1.1. Une approche de l'agroécologie centrée sur l'agronomie

Ce rapport présente les premiers résultats de *Ten Years For Agroecology in Europe* (TYFA). S'inscrivant dans un débat politique, économique et, pour tout dire, sociétal, sur l'avenir du système alimentaire européen, ce projet interroge les *modèles agricoles* à soutenir pour atteindre une alimentation durable (*sustainable diet*), au sens que donne la FAO à ce terme :

Comportements alimentaires à faible impact environnemental, contribuant à la sécurité alimentaire des générations présentes et futures, à la protection des écosystèmes, culturellement acceptables, accessibles, économiquement justes et abordables et abordable, adéquats nutritionnellement, sûrs et sains, et optimisant [l'usage des] ressources naturelles et humaines.

Dans cette perspective, il ne s'agit donc pas seulement de nourrir les Européens avec une alimentation équilibrée d'un point de vue nutritionnel, limitant les risques sanitaires et de santé publique. Il faut le faire avec une agriculture qui, par son acte de production même, préserve le fonctionnement des agroécosystèmes. TYFA s'appuie sur l'hypothèse que, pour traiter les enjeux de biodiversité et de changement climatique, un changement significatif des modes de production et de consommation européens est inévitable. Une adaptation à la marge du modèle de développement agricole actuel, dont les impacts environnementaux, sanitaires et sociaux ont longtemps été présentés comme la contrepartie inévitable de sa compétitivité économique, ne suffira pas. Il s'agit au contraire d'envisager une agriculture multifonctionnelle permettant de produire des biens alimentaires dans et par des paysages forts d'une réelle biodiversité tout en ayant une fonction de production, limitant les émissions de gaz à effet de serre (GES) et réduisant drastiquement les

risques sanitaires (pour les agriculteurs comme les consommateurs) (Thérond *et al.*, 2017).

Pour envisager cette multifonctionnalité intrinsèque à la production, TYFA s'éloigne de l'idée que les modèles agricoles se « valent » et que le principal enjeu de l'action publique est d'assurer leur coexistence². S'appuyant sur de nombreux travaux, notamment en sociologie de l'innovation (van Mierlo *et al.*, 2017), TYFA considère au contraire que les différents modèles agricoles ne coexistent pas de manière pacifique sur les territoires, mais sont au contraire en compétition pour l'accès à différents facteurs de production (terre, travail, capital, subventions), notamment du fait de leur rareté. La domination d'un régime d'innovation orienté principalement vers la recherche d'efficacité tend dans cette perspective à reléguer les options alternatives (agroécologie, agriculture biologique notamment) au rang de niches (Barbier & Elzen, 2012 ; Meynard *et al.*, 2013b). Dans ce contexte, TYFA développe une image structurée au sein de laquelle, à l'échelle européenne, un processus de transition permet à ces systèmes de niche de devenir dominants. Il s'agit ainsi, dans la lignée des *transition management studies* (Rotmans *et al.*, 2001 ; Geels, 2005), d'instruire pour le débat public une comparaison de la durabilité de différents scénarios de transition afin d'identifier les freins et les leviers à l'atteinte du scénario considéré comme le plus durable/désirable.

Le parti pris de TYFA pour l'agroécologie – qui sera explicité en détail dans les sections qui sera explicité en détail dans les sections 2 et 3 – se fonde sur l'objectivation, au cours des dernières années, des impacts environnementaux négatifs d'une majorité de systèmes agricoles conventionnels. Précisions que la notion d'agroécologie – dont l'origine remonte aux débuts du XX^e siècle – est

2. On peut qualifier cette approche de « pisanienne », en référence à la célèbre maxime d'Edgar Pisani, ministre de l'Agriculture français entre 1957 et 1962, pour qui « pour nourrir le monde, il faudra toutes les agricultures du monde ».

abordée ici sous un angle principalement agronomique³, comme une approche prenant appui au maximum sur les processus écologiques afin de reconcevoir les systèmes de production et diminuer radicalement les pressions de l'agriculture sur l'environnement (Gliessman, 2007).

Dans la lignée d'exercices similaires (Van Grinsven *et al.*, 2015 ; Solagro *et al.*, 2016 ; Muller *et al.*, 2017), le projet TYFA s'appuie ainsi sur le développement d'une prospective du système agricole et alimentaire européen à 2050 pour poursuivre trois objectifs :

- identifier si, et à quelles conditions (agronomiques, socio-techniques, sociétales, politiques et économiques), une transition agroécologique à grande échelle serait possible et à même de répondre aux enjeux environnementaux et de santé publique auxquels est aujourd'hui confronté le système alimentaire européen ;
- développer une/des trajectoire(s) de transition plausible(s) (en identifiant les leviers et obstacles principaux) conduisant à l'image ainsi développée...
- ... afin d'alimenter avec des résultats fondés scientifiquement les débats académiques, politiques et sociétaux sur l'avenir de l'agriculture et du système alimentaire.

1.2. Agroécologie et intensification durable (*sustainable intensification*)

Si l'agroécologie gagne en visibilité dans le débat européen⁴, beaucoup d'acteurs lui préfèrent l'idée de *smart agriculture* (EC, 2017) ou de *sustainable intensification* (Garnett *et al.*, 2013). Ces deux approches, quasi synonymes dans le contexte européen, ont pour leurs promoteurs le mérite – au moins théoriquement – de ne pas supposer de baisse dans la production, mais de faire « mieux avec moins », en améliorant l'efficacité dans l'usage des ressources et des intrants. Ce projet a de réelles bases agronomiques. On notera par exemple que l'Europe est devenue en moyenne

plus efficace dans l'usage de l'azote depuis une décennie (Lassaletta *et al.*, 2014 ; Eurostat, 2017), faisant effectivement « plus avec moins » sur ce facteur de production. Mais le pari de la *sustainable intensification* s'appuie en général sur des solutions techniques conduisant à un usage en capital accru et un agrandissement des exploitations qui permet difficilement d'améliorer la performance des systèmes agricoles en matière de biodiversité et de paysages (ou les intègre comme une composante exogène à la production, dans une optique de *land sparing* ou de compensation écologique) (voir la revue de littérature récemment publiée dans Weltin *et al.*, 2018). Elle laisse d'autres questions ouvertes sur le volet socio-économique quant à l'intensité en emplois et en capital de l'agriculture ou encore sa résilience économique – notamment si l'on considère les fonds publics qu'il faudrait drainer dans la nouvelle politique agricole commune (PAC) pour accélérer cette transition.

En miroir, l'agroécologie a pu être présentée comme un ensemble de contraintes ou de renoncements dont la généralisation en Europe, entraînant des baisses de rendement, induirait des hausses de coût de production, qui mettraient en péril la sécurité alimentaire de l'Europe et, par extension, du monde. De fait, la baisse des rendements nous semble aujourd'hui l'hypothèse la plus plausible associée à l'agroécologie en Europe, même s'il faudrait en toute rigueur tenir compte également du fait que l'agroécologie est une trajectoire d'innovations, et que les références techniques actuelles pourraient être améliorées par la recherche et l'innovation au cours des 40 prochaines années. C'est sur cette hypothèse prudente de réduction des rendements, issue de méta-analyses portant sur l'agriculture biologique (Ponisio *et al.*, 2015), aujourd'hui celle qui repose d'emblée sur une absence d'intrants de synthèse, que nous nous sommes basés (voir section 3). De ce point de vue, l'Europe a une problématique agroécologique très différente des pays tropicaux, voire des pays tempérés pratiquant une agriculture extensive en intrants : dans ces derniers, à la différence de l'Europe, l'agroécologie conduirait plus vraisemblablement à une *augmentation* des rendements par rapport à leur niveau actuel.

Dans ce contexte, ce que TYFA remet fondamentalement en question est la nécessité de conserver des rendements proches du potentiel maximum des terres et de conditionner l'atteinte d'objectifs environnementaux et sociaux à cet objectif premier. Comme base de cette analyse, il sera utile de clarifier le diagnostic de départ : en quoi la logique productive de l'agriculture européenne actuelle est-elle associée à une absence de durabilité globale (section 1) ? Envisager une baisse de

3. L'agroécologie peut en effet être abordée selon trois angles complémentaires (Wezel *et al.*, 2009) : en tant que mouvement social (en référence aux mouvements sociaux latino-américain notamment), en tant que champ d'investigation de la science agronomique et en tant que ensemble de pratiques au degré de formalisation variable. C'est bien une approche *agronomique* qui sera privilégiée ici – voir infra, section 3, pour une discussion plus complète sur l'approche agroécologique adoptée dans ce projet.

4. Avec une déclinaison particulière dans le cas français, où l'agroécologie y a été inscrite à l'article L.1 du code rural et de la pêche maritime à la suite de la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt de 2014.

la production conduit dans un second temps à se demander : jusqu'où peut-on aller sans remettre en cause la capacité de l'Europe à se nourrir, voire à exporter ? Desserrer la contrainte de production dans le débat pour rouvrir un espace de multifonctionnalité ne signifie néanmoins pas s'en affranchir. Il y a aujourd'hui un déficit de travaux abordant cette question à ce niveau spécifique de l'Europe.

1.3. Une analyse à l'échelle de la « ferme Europe »

Dans ce rapport, l'Union européenne à 28⁵ (UE 28 dans la suite du texte) constitue l'unité d'analyse. Elle est considérée comme une « boîte noire », sans considérations directes relatives à son fonctionnement et à son hétérogénéité interne, avec deux implications. D'une part, seuls les échanges entre l'Europe et le reste du monde sont considérés ; les échanges intra-européens étant transparents. D'autre part, l'ensemble du raisonnement repose sur des valeurs moyennes pour l'UE 28, tant pour la production (rendements) que pour la consommation (régimes alimentaires). Cette « boîte noire » constitue la « Ferme Europe », que l'on considère comme un ensemble cohérent et organisé (sur les plans logistiques, économiques et politiques) de productions. Si une telle démarche peut paraître contraire aux principes de base de l'agroécologie, qui se veut ancrée dans les territoires et le local, elle nous semble un préalable indispensable pour pouvoir participer aux débats qui posent bien la question à cette échelle. Sortir d'une logique de niches implique d'abord d'envisager une faisabilité d'ensemble.

Raisonnement à l'échelle européenne permet également d'aborder de manière synthétique et systémique deux aspects cruciaux du système agri-alimentaire : le bouclage des cycles biogéochimiques (et plus particulièrement pour l'azote) ; et les équilibres entre production végétale et production animale d'une part, entre production agricole en général et alimentation humaine d'autre part.

De ce point de vue, la question à laquelle ce rapport entend répondre peut se résumer de manière simple : est-ce qu'une généralisation de l'agroécologie « passe », du double point de vue alimentaire et biogéochimique ? Dit autrement, les hypothèses agronomiques envisagées dans TYFA permettent-elles de nourrir l'ensemble des Européens en 2050 ? Sous quelles hypothèses quant à leur régime

alimentaire ? Et avec quelles conséquences pour les grands cycles biogéochimiques ? Une Europe agroécologique qui deviendrait structurellement importatrice d'aliments ou d'azote n'aurait en effet pas grand sens.

Si cette approche à l'échelle européenne apparaît ainsi indispensable d'un point de vue agronomique, elle se révèle également nécessaire politiquement : c'est en effet à ce niveau que les leviers d'une transition agroécologique se situent. Les politiques publiques en jeu – politique agricole commune, accords commerciaux (multi et bilatéraux)⁶, politiques environnementales – sont en effet autant de compétences en grande partie européennes. Or, dans les débats relatifs à ces politiques, l'idée d'une Europe entièrement agroécologique est souvent considérée comme une hypothèse trop optimiste ou irréaliste, notamment au nom de la sécurité alimentaire. Intervenir dans ces débats pour y faire valoir l'option agroécologique suppose d'avoir, au préalable, instruit de manière structurée la possibilité de sa généralisation.

Dans cette perspective, ce rapport fournit les principaux éléments d'une qualification et d'une quantification agronomique et alimentaire. Il n'épuise cependant pas la diversité des interrogations que suscite l'idée d'une transition agroécologique à grande échelle et doit être vu comme la première pierre, indispensable, d'un exercice de prospective plus large au cours duquel seront successivement abordées les questions de la régionalisation du scénario (comment pourrait se décliner l'image macro ici développée compte tenu de la diversité des conditions pédoclimatiques, des pratiques agricoles et des comportements alimentaires qui caractérisent l'UE 28 ?), de ses impacts économiques (quels pourraient être les impacts sur les revenus des agriculteurs et les trajectoires des exploitations agricoles ? Sur la dynamique des filières et le coût de l'alimentation ?), et des changements sociétaux ou de politiques publiques qu'il suppose ou nécessiterait pour advenir. Ces questions feront l'objet d'analyses et de publications à venir, et les enjeux qu'elles soulèvent sont brièvement esquissés dans la partie 5 de l'étude.

5. Bientôt 27, mais cela ne change pas fondamentalement la question. Les ordres de grandeur restent très similaires avec ou sans la Grande Bretagne, et le raisonnement s'applique de la même manière.

6. Ce dont témoignent en particulier les tensions associées aux négociations des volets agricoles des accords de libre-échange avec le Canada ou le MERCOSUR (cf par exemple Hübner *et al.*, 2017 ; Harmann & Fritz, 2018).

1.4. Modéliser le système alimentaire européen dans une perspective agroécologique

La quantification visée dans TYFA repose sur une démarche de modélisation originale à l'échelle européenne. Elle couple des enjeux d'alimentation durable à des enjeux de production. La visée agroécologique et la problématisation que nous avons dressées nous ont amenés à concevoir un modèle permettant la discussion des hypothèses agronomiques et biotechniques de la manière la plus transparente possible. Cela nous a conduits à rendre explicites les relations entre :

(i) une demande en produits alimentaires : consommation intra-européenne et exportations de certains produits stratégiques. Si l'analyse quantitative est centrale (besoins alimentaires globaux appréhendés à travers les valeurs nutritives), des aspects plus qualitatifs sont présents dans le modèle ici utilisé : absence de pesticides dans le mode de production et de transformation, richesse en oméga 3 ;

(ii) des modes de production végétale et animale, que l'on peut associer à des niveaux de rendements et une gestion de l'azote⁷. Là encore, la quantification est centrale, mais les paramètres renvoient à des hypothèses plus qualitatives qui seront détaillées dans le corps du document ;

(iii) un usage des sols dont les catégories visent à refléter les enjeux spécifiques de l'agroécologie : importance de considérer les différents types de légumineuses, de prairies et parcours pastoraux, de surfaces d'intérêt écologique. Dans cet usage des sols, on distingue les cultures et les prairies qui apportent de l'azote à l'agro-écosystème de celles qui en exportent.

Le modèle résultant d'une telle approche (dit « TYFAm » dans la suite du texte) s'organise autour de cinq compartiments entre lesquels s'échangent des flux de matière et d'énergie, et qui sont mis en relation de manière systémique :

- la *production végétale*, qui résulte d'un certain usage des terres européen (réparti entre terres arables, cultures permanentes, prairies permanentes et infrastructures agroécologiques : haies, arbres, mares, habitats pierreux, chemins creux) et des rendements associés ;

- la *production animale*⁸, nourrie par une fraction de la production végétale dont une partie est en compétition possible avec l'alimentation humaine (par exemple, les céréales) et une autre non (prairies et co-produits) ;
- la *demande alimentaire*, qui est le produit de comportements alimentaires individuels et d'une croissance démographique européenne donnée à l'horizon 2050, qui est couverte tant par la production européenne que par des produits d'importations⁹ ;
- la demande *non alimentaire/industrielle* de biomasse (énergie et biomatériaux), qui peut là encore être couverte par un mix entre production européenne et importations ;
- enfin, les *flux d'azote* associés au fonctionnement et aux interactions entre les quatre premiers compartiments, qui déterminent dans une large mesure le niveau de fertilité des sols¹⁰. Sont pris en compte dans l'analyse de ces flux les *apports* sous différentes formes (azote de synthèse, importations d'alimentation animale (*feed*)¹¹, fixation symbiotique, transfert par les déjections animales) et les *exports* (productions animales et végétales).

Dans la perspective adoptée – l'UE 28 en tant qu'unité d'analyse –, les échanges internes à l'UE pour chacun de ces compartiments ne sont pas analysés, au contraire des échanges entre l'UE et le reste du monde. La Figure 1 fournit une représentation graphique de la structure logique du modèle.

7. Le rôle central du phosphore dans le maintien de la fertilité des systèmes de production agricole, n'a pas fait l'objet d'une analyse spécifique à ce stade du développement du modèle. Elle devra être traitée dans des développements ultérieurs.

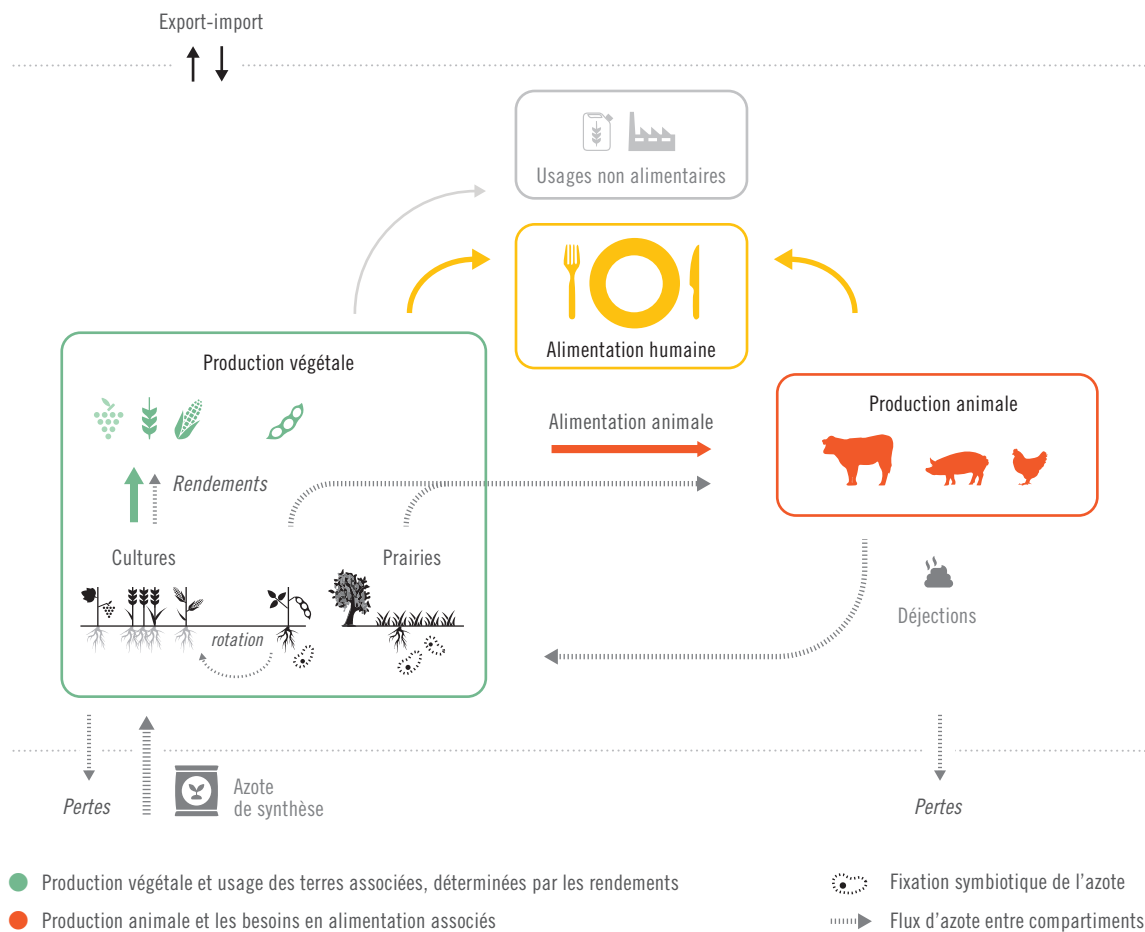
8. L'analyse plus précise des compartiments *production végétale* et *production animale* s'est faite en appréhendant la « ferme Europe » comme un système de production (au sens que donne l'agriculture comparée à ce terme, voir Cochet *et al.*, 2007), lui-même organisé en plusieurs ateliers de production animale ou végétale possédant chacun leur logique propre. Nous y reviendrons dans la suite de ce texte (partie 3).

9. Rappelons que les hypothèses de TYFA nous semblent compatibles avec des importations en produits tropicaux non substituables : café, cacao, thé – dont le niveau reste à déterminer. Mais la discussion sur ces produits ne se place pas sur le plan agronomique (cf. section 3.6) et nous ne détaillons pas ici.

10. D'autres composantes de la fertilité jouent évidemment un rôle majeur dans l'organisation du système, en particulier le phosphore et, dans une moindre mesure, le potassium. Nous avons considéré en première approche que l'azote avait un rôle de « variable de commande » pour les niveaux de rendements du système global plus important que le phosphore – nous disposons également de beaucoup plus de données pour le traiter. Une réflexion plus fine sur le phosphore, similaire à celle conduite sur l'azote, demanderait à être conduite dans la suite de cette première version du scénario TYFA.

11. Nous reprenons par commodité dans la suite du document cette distinction entre *food* (production végétale consommée par les humains) et *feed* (consommée par les animaux).

Figure 1. Structure logique de TYFAM : une représentation simplifiée du système alimentaire européen



Ce modèle (dont l'organisation est présentée de manière détaillée dans l'annexe « Dans les coulisses de TYFAM ») vise à équiper la problématique de l'agroécologie que nous avons posée en introduction : à l'échelle de la « ferme Europe », quel niveau de production est compatible avec des hypothèses multifonctionnelles associées à l'agroécologie ? Ce niveau de production est-il suffisant pour nourrir les Européens ou générer un surplus, et à quelles conditions quant à leur régime alimentaire ?

Ce rapport explicite et justifie les *hypothèses* que nous avons faites quant à ce que serait une Europe agroécologique et rend compte de la manière dont nous les avons *traduites* en paramètres mobilisables dans le modèle.

1.5. La démarche de modélisation comme « fil rouge »

La structure d'ensemble du modèle, dont la Figure 1 rend compte, permet d'organiser la réflexion en quatre temps :

- un temps rétrospectif (partie 2), qui consiste à caractériser et analyser le développement du système alimentaire et de la « ferme Europe » sur les dernières décennies. Cette analyse rétrospective a deux fonctions essentielles :
 - une fonction descriptive et fonctionnelle, qui est de rendre compte par l'exemple de la manière dont les composantes du modèle s'articulent (par exemple, en quoi, dans une visée historique, des logiques de production et de consommation peuvent être mises en regard). Cette fonction contribue à fixer les ordres de grandeur de la production, de la consommation, des quantités importées et exportées, etc. Elle vise à s'assurer que la structure de TYFAM permet effectivement de rendre compte du fonctionnement actuel et passé du système alimentaire et de la « ferme Europe » ;
 - une fonction de mise en perspective des enjeux : l'analyse rétrospective permet aussi de discuter la logique de production de la « ferme Europe » actuelle et ses impacts

environnementaux. C'est sur cette base que l'on peut faire ressortir les enjeux auxquels doit répondre l'agroécologie en Europe. Cette partie ne constitue pas en soi une évaluation de la cohérence agronomique et de l'impact environnemental du scénario tendanciel de poursuite de la trajectoire actuelle d'innovation, mais elle indique les principaux problèmes de non durabilité que les tendances passées vont poser si elles devaient se poursuivre.

- un temps de caractérisation du jeu d'hypothèses de l'acceptation spécifique que ce apport donne à l'idée d'une Europe agroécologique à un horizon 2050, y compris sous l'angle des échanges internationaux (partie 3). Cette partie est construite en référence à la conclusion de la précédente : sur la base des enjeux de (non) durabilité qui ressortent de l'analyse du système actuel, quelles caractéristiques souhaitables peut-on associer à un projet

agroécologique ? Cette partie articule des analyses qui permettent de qualifier les hypothèses et un travail de paramétrage qui permet de modéliser ces hypothèses à 2050. Ce paramétrage aborde les composantes du modèle de manière systématique, en miroir de la partie rétrospective ;

- un temps prospectif, qui teste les conséquences des hypothèses de l'agroécologie à l'échelle de la ferme Europe. Autrement dit qui fait ressortir les modalités prises par les variables de sortie, en fonction de celles des variables d'entrée (partie 4). Ces modalités sont comparées à la situation actuelle décrite dans la partie 2 ;
- la partie 5 discute ces résultats et les met en perspective par rapport aux grands éléments de débat auquel TYFA veut contribuer. Les résultats sont discutés au regard des perspectives agricoles et alimentaires existantes et des orientations de politiques publiques actuelles.

2. UNE ANALYSE RÉTROSPECTIVE DU SYSTÈME ALIMENTAIRE EUROPÉEN : TENDANCES ET ENJEUX POUR UNE TRANSITION AGROÉCOLOGIQUE

Dans cette partie, le fonctionnement actuel du système alimentaire européen et ses dynamiques au cours des cinquante dernières années sont analysés au prisme de TYFAM. Ce travail rétrospectif nous permet simultanément de vérifier la capacité du modèle à rendre compte, d'un point de vue fonctionnel, des dynamiques de la ferme Europe, et d'identifier les principaux enjeux auxquels une transition agroécologique doit répondre.

2.1. Les sources de données

Le modèle a préalablement été calibré sur l'année 2010, dernière année pour laquelle nous disposons des données complètes pour l'ensemble des dimensions du modèle. Une analyse rétrospective portant sur la période 1962-2010 a ensuite été conduite. Trois sources de données ont été mobilisées principalement, permettant d'informer différents aspects du modèle.

- Pour les productions végétales et leurs usages, l'usage des sols associé, de même que pour les productions animales, nous avons combiné les données Eurostat et FAOstat¹². Les données Eurostat ont permis de caler le modèle sur 2010, tandis que les données FAOstat ont permis de retracer l'historique des productions et de leurs usages depuis 1962. Les données d'import-export pour chaque catégorie de produits ont également été obtenues à partir de ces deux bases de données. Afin de rendre le modèle manipulable, nous avons regroupé les productions végétales en 44 catégories et les productions animales en 6 grandes catégories (lait, viande bovine, etc.) au sein desquelles on distingue les structures de troupeau (le détail du contenu de chaque catégorie est présenté dans l'annexe).

- Pour la consommation alimentaire, deux sources de données ont là encore été combinées. Les « Food balance sheet » de la FAO fournissent un historique des usages alimentaires de chaque production en kg/personne/an, en gramme de protéine/personne/jour, en calorie/personne/jour ainsi qu'en kcalories/personne/jour, pour l'ensemble des États Membres de l'Union européenne à 28¹³, de 1962 à 2010. Cependant, ces données ne tiennent pas compte des niveaux de gaspillage à toutes les étapes de la chaîne alimentaire et ne représentent que des consommations apparentes. Aussi, les données d'enquêtes de consommation alimentaire menées auprès de plus de 37 000 européens dans 17 pays de l'Union (France, Allemagne, Italie, Royaume-Uni, Autriche, Finlande, etc.), collectées et mises en dispositions par l'Autorité européenne pour la sécurité alimentaire (EFSA) ont également été mobilisées. La consommation y est détaillée en gramme d'aliments par jour et par catégories, dont la correspondance avec les catégories de production agricole est directement accessible (par exemple, entre une consommation de pain et une production de blé). Une moyenne européenne a été obtenue en pondérant les données selon la population des pays enquêtés, afin de refléter le poids relatif des habitudes alimentaires européennes (voir Saulnier, 2017).
- Enfin, les flux d'azote ont été appréhendés à partir des données présentées dans le European Nitrogen Assessment (Leip *et al.*, 2011) et le bilan Eurostat, afin de réaliser un bilan apparent d'azote portant uniquement sur la sole cultivée européenne.

12. Bien que les deux bases de données ne correspondent pas toujours parfaitement.

13. Le principe est de reconstituer dès 1962 l'ensemble géographique de l'UE 28, sachant que cette entité politique de n'existait pas à cette époque.

2.2. Des régimes alimentaires trop riches et déséquilibrés

TYFAM repose sur la mise en correspondance entre la production agricole disponible et les comportements alimentaires effectifs, afin notamment d'identifier le taux de couverture des besoins alimentaires européens. Une telle démarche suppose d'appréhender un régime alimentaire européen « moyen » en fonction des principales catégories de production agricole. Celui-ci a été reconstruit à partir de la base de données EFSA mentionnée ci-dessus. Cette approche moyenne ne rend pas compte des nombreuses spécificités régionales et au sein des populations. Elle fournit cependant un cadre de réflexion indispensable pour analyser les enjeux actuels et futurs de l'alimentation sur le plan nutritionnel et des besoins en production agricole.

Tableau 1. Régime alimentaire moyen et taux de consommation des produits agricoles

Produit	Disponible 2010 (g/pers./jour)	Consommé « apparent » (g/pers./jour)	Taux de consommation (consommé / disponible)
Céréales	355	278	78 %
Oléagineux	76	34	45 %
Fruits et légumes	356	268	75 %
Pommes de terre	303	116	38 %
Sucre	103	36	35 %
Légumineuses	7	5	75 %
Viande	193	173	89 %
Poissons	38	27	73 %
Produits laitiers	726	505	70 %
Œufs	39	20	51 %
Total	2 195	1 460	70 %

Source : Calculs propres, d'après Eurostat & EFSA

Le régime moyen obtenu est présenté dans le Tableau 1 par principales catégories de production agricole. Dans un premier temps, ce régime moyen est comparé au disponible alimentaire (c'est à dire la production - les exportations + les importations). Le taux de consommation (c'est à dire le ratio entre le consommé et le disponible) oscille entre 35 % pour le sucre, et 89 % pour la viande. La faiblesse de ces taux pour l'huile, le sucre et les œufs laisse penser qu'une partie de l'écart vient de la difficulté à prendre en compte la transformation des produits – par exemple pour l'huile, son usage comme huile de friture et plus généralement du fait de la complexité du secteur des oléagineux et oléoprotéagineux, pour le sucre dans les boissons, pour les œufs dans l'industrie. Pour la plupart des productions, l'essentiel des

écarts constatés provient cependant des pertes et gaspillages alimentaires occasionnés tout au long de la chaîne alimentaire : pertes aux champs, post-récolte et à la maison. En moyenne, nos calculs sur la base des données Eurostat et EFSA (un taux de consommation de 70 %) convergent avec les estimations fournies par le groupe d'experts sur la sécurité alimentaire de la FAO (HLPE, 2014), qui indiquent un taux de pertes et gaspillages de 30 % de la consommation finale européenne. En l'absence de détails plus précis sur les déterminants du ratio consommé/disponible, nous avons considéré ces taux apparents de consommation comme des « boîtes noires » qui intègrent des variables cachées.

La reconstruction de ce régime alimentaire moyen permet également d'identifier les principaux enjeux nutritionnels actuels au regard des recommandations européennes. Nous avons tenu compte de deux aspects : le besoin de couverture des besoins nutritionnels et les risques et bénéfices associés à la consommation de certains groupes d'aliments (ANSES, 2016b).

Du côté des besoins nutritionnels et compte tenu de la complexité du sujet, nous n'avons considéré que les macronutriments – protéines, lipides et acides gras, glucides et sucres –, les fibres et les calories. Les micronutriments (vitamines et oligo-éléments) n'ont pas été pris en compte à ce stade, bien que leur rôle dans une alimentation saine soit tout aussi essentiel. En nous basant sur le dernier avis de l'EFSA (EFSA, 2017a)¹⁴, nous avons retenu les repères suivants (repris dans le Tableau 2) : un besoin calorique moyen de 2 300 kcal/personne en tenant compte des recommandations en la matière pour chaque tranche d'âge et chaque sexe pour une activité physique moyenne, et en pondérant ces besoins en fonction de la pyramide des âges actuels ; un besoin en protéine de 50 g/jour/personne¹⁵ – dont maximum 35 g pour les protéines d'origine animale ; un besoin en glucides compris entre 45 et 60 % du total de la prise calorique avec une limite proposée à 100 g/jour pour les sucres ; un besoin en lipides compris entre 30 et 40 % de la prise calorique ; et un apport satisfaisant en fibres à partir de 30 g/jour, mais qui doit atteindre ou dépasser les 100 g/jour pour avoir un effet positif sur les cancers colorectaux.

14. Bien que ces recommandations varient de manière plus spécifique d'un pays à l'autre, elles restent toutes dans le cadre général fourni par l'EFSA.

15. Ce chiffre correspond à un besoin de 0,66 g/kg de masse corporelle pour un individu « moyen » de 75 kg (EFSA, 2017a, p. 24) – valeur reprise également dans Westhoek et al. (2011), ou à une prise de protéines équivalente à 10 % de la prise caloriques pour une prise de 2 300 kcal/jour (ANSES, 2016b, p. 23).

Ces bornes, exprimés en nutriments et en énergie, ont été complétés par la prise en compte des risques et bénéfices associés à la consommation de certains groupes de produits, issus de différentes publications scientifiques, d'avis de l'ANSES, de l'EFSA et de l'OMS. Nous en avons tiré une *limite supérieure de sécurité* pour les viandes hors volailles de 70 à 80 g/jour et pour les charcuteries et viandes transformées de 25 g/jour. Il en ressort également qu'une consommation de fruits et légumes supérieure à 400 g/jour permet de limiter significativement le risque de diabète de type II et de maladies cardiovasculaires.

Tableau 2. Régime alimentaire européen « moyen » 2010 comparé aux repères nutritionnels retenus

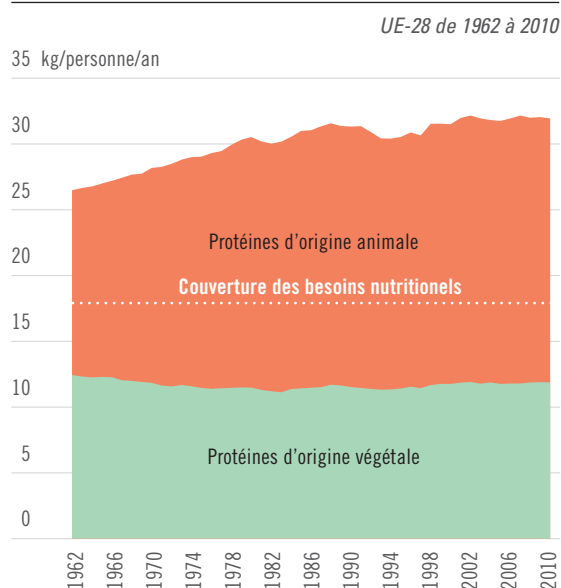
	Repères nutritionnels	Situation 2010	Écart
Prise calorique totale (kcal/jour)	2 300	2 606	113 %
Protéines (g/jour)	50	100	200 %
<i>dont : limite sup. de protéines d'origine animale (g/jour)</i>	35	56	165 %
<i>Dont : limite sup. pour les viandes hors volailles (g/jour)</i>	70	120	171 %
Glucides (kcal/jour)	950-1400	1350	OK
<i>Dont : limite sup. en sucres (g/jour)</i>	100	360	360 %
Lipides (kcal/jour)	690-920	760	OK
<i>dont : rapport conseillé entre $\Omega 6 / \Omega 3$</i>	3-8	> 10	À diminuer
Fibres (g/jour) : apport satisfaisant vs apport minimum (cancer colorectal)	30-100	27	À augmenter
Fruits et légumes (g/jour) : apports conseillés	400	268	67 %

Source : EFSA, 2013 ; 2017 ; ANSES, 2016 ; OMS

Les principaux repères nutritionnels issus de cette analyse sont repris dans le Tableau 2 et comparés au régime moyen calculé précédemment. La teneur du régime actuel en énergie et en nutriments a été calculée à partir de la table CIQUAL mise à disposition par l'ANSES (ANSES, 2016a).

S'il faut considérer ces chiffres comme des ordres de grandeur davantage que des valeurs strictes, nos conclusions convergent avec d'autres études dans le domaine (cf par exemple Westhoek *et al.*, 2011 ; WWF & Friends of the Earth Europe, 2014) : l'alimentation moyenne des Européens est à la fois trop riche et déséquilibrée. Trop riche en calories d'abord, mais surtout en protéines et en sucre. Elle est également déséquilibrée, la surconsommation calorique et protéique se doublant d'une faible consommation en fibres, qui traduit notamment

Figure 2. Consommation protéique annuelle



Source : auteur, d'après FAOstat

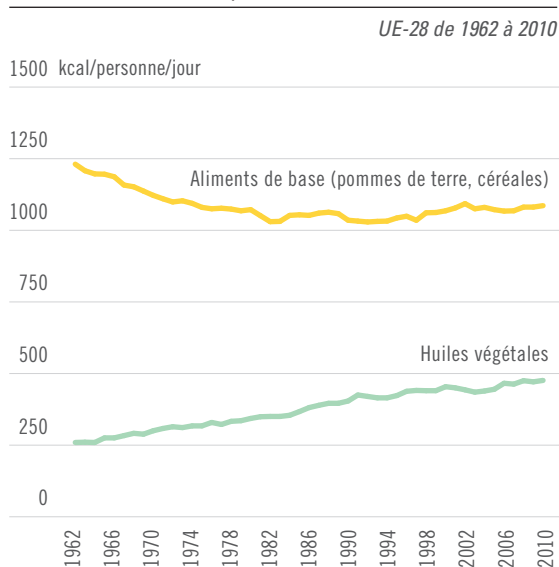
un déficit de fruits et légumes. La consommation moyenne de viandes hors volailles (qui correspond dans la nomenclature anglo-saxonne à la notion de « *red meat* ») est par ailleurs près de deux fois supérieure aux préconisations de l'OMS¹⁶.

Ce régime alimentaire a évolué graduellement des années 1960 à nos jours – même si la grande majorité des changements ont eu lieu entre 1960 et 1990 : augmentation progressive de la prise de calories et de protéines (notamment animales : +42 % sur la période, Figure 2), d'huiles végétales (+ 83 %), diminution des aliments de base (céréales et pommes de terre : – 12 %) – voir Figure 3. Par ailleurs, la consommation de viande et de produits animaux a également connu des changements qualitatifs importants, avec une augmentation rapide de la consommation de viande blanche et une régression progressive de celle de viande rouge (Figure 4). La consommation apparente de fruits et légumes est par ailleurs restée très stable sur la période.

Ce régime alimentaire a aujourd'hui des impacts sanitaires importants et bien documentés. Les évolutions décrites ci-dessus sont ainsi allées de pair avec une augmentation des taux d'obésité en Europe (Blundell *et al.*, 2017, p. 31-32) ainsi que de la prévalence des maladies cardio-vasculaires et du diabète de type II (Mozaffarian, 2016). Si les déterminants de ces affections sont éminemment multifactoriels et qu'il est à ce titre quasiment impossible

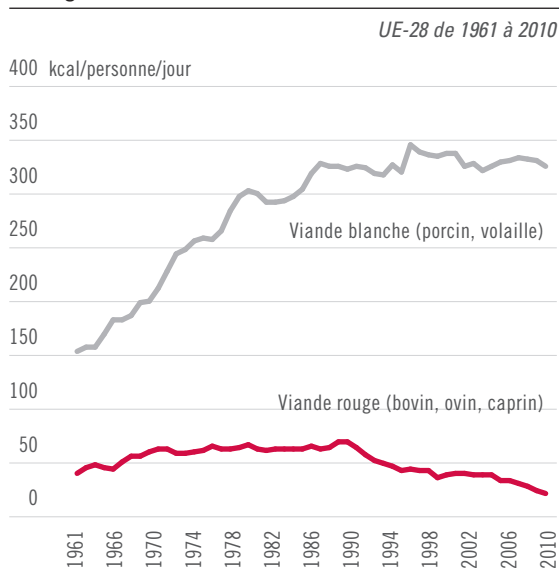
16. Le sel n'apparaît pas dans cette analyse centrée sur les calories et les nutriments, mais il est également trop présent dans notre alimentation.

Figure 3. Consommation apparente d'huiles végétales et d'aliments de base (pommes de terre, céréales)



Source : auteur, d'après FAOstat.

Figure 4. Consommation apparente de viandes blanches et rouges



Source : auteur, d'après FAOstat.

d'établir des relations de cause à effet linéaires, des régimes alimentaires déséquilibrés et trop riches comme ceux que connaissent aujourd'hui les Européens sont clairement des facteurs de leur déclenchement ou de leur aggravation¹⁷.

17. Sur un autre plan – nous y reviendrons dans la partie 3 – la présence de pesticides dans l'alimentation, y-compris l'eau ingérée, est également un facteur de risque alimentaire majeur avec des effets avérés sur des formes de diabète et de maladies neurologiques, et d'autres suspectés sur des formes de cancers (Inserm, 2013).

L'évolution de la consommation alimentaire est par ailleurs fortement corrélée à celle de la production, comme va le montrer la section suivante. Nous montrerons notamment que l'accroissement des productions animales qui a accompagné ces changements de consommation a principalement reposé sur l'intensification des systèmes d'élevage, elle-même dépendante d'importations de protéines végétales en provenance du continent américain. L'une des conséquences majeures de ces évolutions est que le système alimentaire européen se retrouve aujourd'hui importateur *net* en surfaces agricoles (von Witzke & Noleppa, 2010) ; dit autrement, c'est bien dans la situation actuelle le monde qui nourrit l'Europe, et non l'inverse, comme il est souvent avancé (voir sections suivantes, 2.3 et 2.5).

2.3. La production végétale et l'usage des terres : intensification et spécialisation

Dans TYFAM, l'usage des terres et la production végétale sont appréhendés selon quatre grands compartiments : les cultures en rotation (incluant les prairies temporaires et le maraîchage), les cultures permanentes (vignes, vergers...); les prairies permanentes ; et les autres infrastructures agroécologiques (haies, chemins creux, zones humides, bandes enherbées, etc.). Ces quatre compartiments occupent en 2010 une surface agricole utile (SAU) de 177 millions d'ha, soit 43 % de la surface totale de l'UE (Figure 5).

Avec 57 % de la SAU, les cultures en rotation dominant largement le paysage agricole. À l'intérieur de cette catégorie, les céréales occupent une place centrale (60 %), aux côtés des oléagineux (12 %) (voir Figure 6). Cette domination s'est progressivement renforcée au cours des dernières décennies, au détriment notamment des cultures protéagineuses (pois, féverole, lupin...), mais aussi de la part globale des prairies permanentes au sein de la sole européenne (- 14 % en surface entre 1962 et 2010 à l'échelle de l'UE 28). Ce sont là les conséquences les plus visibles d'une triple dynamique d'intensification, de spécialisation et de concentration des systèmes de production européens (Stoate et al., 2001 ; Stoate et al., 2009).

D'une part, l'intensification s'est faite en jouant simultanément sur la productivité de la terre et du travail. Du côté de la terre, l'amélioration variétale a été couplée à un accroissement considérable des niveaux d'intrants dans les systèmes de cultures (Stoate et al., 2001). L'usage des fertilisants de synthèse comme des pesticides (fongicides, insecticides, herbicides) a ainsi très fortement progressé dans les décennies jusqu'aux années 1990.

Figure 5. Usages de la SAU européenne en 2010

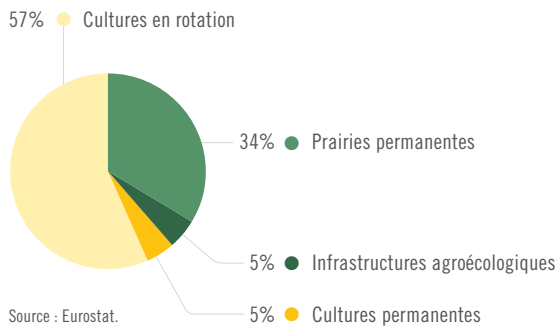
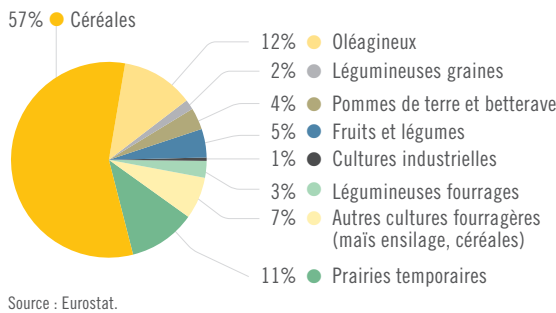


Figure 6. Assolement des terres arables dans l'Union européenne



Elle s'est depuis stabilisée jusqu'à aujourd'hui pour les pesticides, et a diminué de manière modérée pour les fertilisants de synthèse depuis une décennie (Lassaletta *et al.*, 2016). Sur ce volet, l'hypothèse des tenants de la *sustainable intensification* est que le recours aux nouvelles technologies, et en particulier les progrès en termes d'amélioration des plantes et de la génétique, associé à l'agriculture de précision, pourra permettre une franche décroissance des niveaux d'intrants dans les années à venir¹⁸. L'accroissement de la productivité du travail est quant à elle éminemment liée au développement du machinisme agricole, qui se poursuit aujourd'hui avec l'arrivée de la robotique dans les exploitations.

D'autre part, la spécialisation des systèmes de production s'est faite à deux niveaux.

- Au niveau le plus général, ce sont d'abord les productions animales et végétales qui ont été progressivement découplées, ce qui s'est traduit spatialement par la constitution de territoires spécialisés dans la production végétale d'une part – desquels les prairies permanentes ont progressivement disparu –, dans la production

animale d'autre part (Dumont *et al.*, 2016). Bien que de nombreux territoires subsistent où coexistent productions animales et végétales, cette spécialisation territoriale a eu des conséquences majeures sur la biodiversité – liées en grande partie à la disparition des prairies permanentes (voir section 3.4.2) – et sur le bouclage des cycles de fertilité, plus particulièrement celui de l'azote (ce point sera abordé plus en détails dans la section 2.6).

- Au niveau plus spécifique des systèmes de production végétale, la spécialisation a pris la forme d'une simplification et d'un raccourcissement des rotations culturales autour des céréales – en particulier le blé et le maïs, en fonction des contextes pédoclimatiques – et des oléagineux – plus spécifiquement le colza. Cette simplification des systèmes, bien décrite pour le centre et le nord de la France (e.g. Schott *et al.*, 2010 ; Meynard *et al.*, 2013a), est allée de pair avec l'augmentation du recours aux intrants de synthèse. La diminution de la part des protéagineux dans la sole a augmenté les besoins en azote de synthèse en limitant les possibilités de fixation symbiotique, tandis que la simplification et le raccourcissement des rotations se sont traduits par une exposition croissante des cultures aux ravageurs (insectes et champignons) et aux adventices. De tels systèmes sont aujourd'hui caractérisés par une forme très particulière de verrouillage sociotechnique qui rend toute évolution alternative extrêmement complexe (voir section 5 consacrée à une première analyse des leviers de la transition).

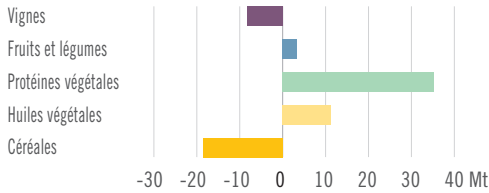
Les impacts environnementaux de ces évolutions ont été massifs (voir notamment pour une synthèse sur les grandes cultures Stoate *et al.*, 2001 ; Stoate *et al.*, 2009). Ils concernent simultanément la biodiversité (Pe'er *et al.*, 2014) – en lien avec la disparition et l'intensification des prairies permanentes (Pärtel *et al.*, 2005 ; Plachter & Hampicke, 2010) et l'usage des pesticides (Geiger *et al.*, 2010 ; Beketov *et al.*, 2013 ; Pisa *et al.*, 2015), les émissions de gaz à effet de serre (EEA, 2015, pp. 33-39) – et la dégradation des sols (e.g. Stoate *et al.*, 2009 ; Creamer *et al.*, 2010).

En contrepartie, ces évolutions ont permis une augmentation considérable de la production végétale totale, dirigée vers quatre débouchés principaux : l'alimentation des Européens ; l'alimentation animale (au sein de l'UE 28) ; les usages industriels (biomatériaux et agrocarburants) ; et l'exportation vers des pays tiers.

L'exportation est devenue un débouché important de la production européenne au tournant des années 1990, après que les marchés européens

¹⁸. En attendant, les niveaux actuels d'utilisation d'intrants, même en voie d'amélioration, ont déjà des impacts très forts sur le double plan environnemental et sanitaire que nous décrirons plus précisément dans la partie 3.

Figure 7. Bilan import-export des produits alimentaires de l'UE en 2010



Source : Eurostat.

ont été saturés, plus particulièrement pour les céréales¹⁹. Cette dynamique a permis à l'Europe de devenir, depuis 2013, le premier agro-exportateur mondial en valeur avec un solde positif annuel avoisinant les 20 milliards d'€ (DG AGRI, 2017), soit environ 5 % de la valeur totale de la production. Ce leadership mondial repose sur l'exportation de produits à haute valeur ajoutée (vins et spiritueux, préparations infantiles, produits agro-alimentaires très transformés et, dans une moindre mesure, céréales). Il se double d'importations massives, en volume, de protéines végétales (pour 68 % de la consommation UE) et d'huiles (44 % de la consommation UE) (Figure 7). Les premières ont pour destination principale l'alimentation animale, les secondes la production de biocarburants

19. À travers différents instruments, au premier rang desquels la politique agricole commune, l'Union Européenne a clairement fait de l'exportation un axe majeur de sa stratégie de développement agricole (voir par exemple EC, 2017).

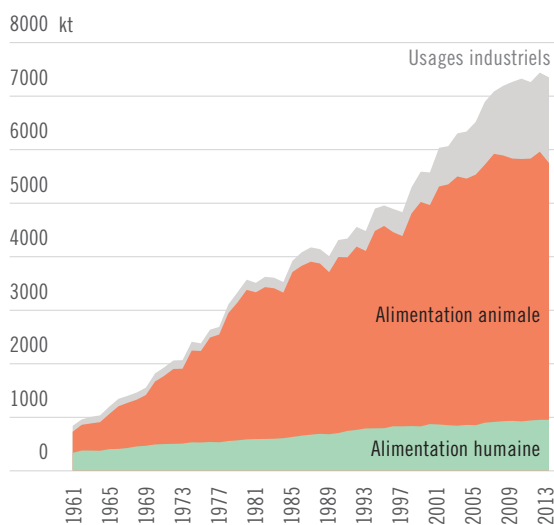
et l'alimentation humaine. Rapporté en équivalent de terres agricoles, cette situation fait de l'Union Européenne un importateur net de surface agricole à hauteur de près de 35 millions d'hectares (von Witzke & Noleppa, 2010), soit un peu plus de 20 % de sa surface agricole utile.

Les usages de la production végétale disponible au sein de l'UE (après échanges commerciaux, c'est à dire production - exports + imports) ont par ailleurs connu des évolutions importantes. En 2010, ces usages se répartissent comme suit : 58 % des céréales et 67 % des oléagineux disponibles sont consacrés à l'alimentation animale, tandis que l'usage industriel est de l'ordre de 15 % pour ces derniers, concentrés sur quelques productions (90 % de l'huile de colza et 45 % de l'huile de palme, principalement pour les biocarburants) (Eurostat, 2017).

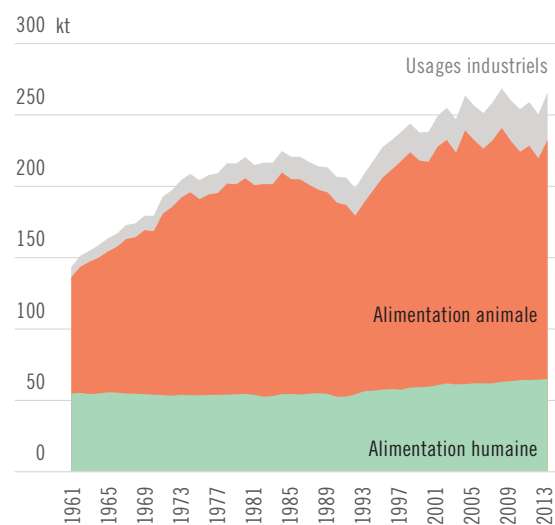
L'utilisation prépondérante de la production végétale à des fins d'alimentation animale et, dans une moindre mesure, pour l'industrie, est cependant le produit d'un processus historique, comme en témoigne la Figure 8. Dans les paragraphes qui suivent, nous analyserons brièvement les développements récents des usages industriels, en particulier pour les biocarburants (2.4). Nous nous pencherons ensuite (2.5) de manière détaillée sur ce qui constitue, selon nous, le fait majeur de la modernisation agricole de la fin du XXe siècle, à savoir les transformations des systèmes de production animale caractérisées par une forme de céréalisation de l'élevage (Poux, 2004, p. 7). Celle-ci a eu pour conséquence une croissance continue de la part de la production végétale dédiée à

Figure 8. Évolution des usages des oléagineux et des céréales en Europe

8.a. Oléagineux, EU, 1961-2013



8.b. Céréales, EU, 1961-2013



Source : auteur, d'après FAOstat.

l'alimentation animale et, corrélativement, l'importation de protéines.

2.4. Les usages industriels : agrocarburants et bioéconomie

On distingue deux grands types d'usages industriels des productions végétales : les bioénergies et les isolants et textiles végétaux, bioplastiques et autres biopolymères. Dans TYF*Am*, ces usages sont agrégés et le modèle ne permet pas, dans son état d'élaboration actuelle, un paramétrage fin des correspondances entre la production de biomasse et ses différentes formes de valorisation industrielle. Pour autant, les paragraphes qui suivent proposent une brève rétrospective de ces usages de 1990 à 2010. Nous y ferons référence lorsque nous présenterons les hypothèses du scénario TYFA sur la bioéconomie dans la partie 3 de ce rapport.

La production de bioénergie s'est développée en Europe selon deux modalités : les agrocarburants de première génération, à partir des années 1990 ; et la production de biogaz par méthanisation à partir de substrats variés dans les années 2000 – le maïs en première ligne.

Le développement des agrocarburants de première génération a été stimulé par plusieurs réglementations européennes, de la jachère industrielle au mandat d'incorporation d'agrocarburants dans les carburants, qui ont permis d'abaisser le coût d'approvisionnement en biomasse et de financer le développement d'un appareil industriel conséquent. Les 4/5 des agrocarburants produits en Europe sont du biodiesel (issu de cultures oléagineuses). Leur production repose pour un peu plus de la moitié sur de la biomasse produite en Europe, et pour le reste sur de la biomasse importée. En valeur absolue, le volume de biomasse produite en Europe pour produire du biodiesel a pratiquement triplé entre 2005 et 2010 (Transport & Environment, 2017), correspondant à une augmentation des surfaces d'oléagineux européens de 40 %, soit près de 11 millions d'ha – un peu plus de 6 % de la SAU européenne (FAO Stat, 2018).

La production de biogaz par méthanisation peut se faire à partir de n'importe quel substrat organique. À la suite de diverses évolutions réglementaires (notamment le soutien aux prix aux producteurs), la production de biogaz a été fortement encouragée en Allemagne, qui est devenue en peu d'années le principal producteur européen (plus de 50 % de la production européenne). Avec 6 300 méthaniseurs fonctionnant à partir de substrat agricole, la production agricole dédiée à la méthanisation – principalement du maïs – représentait en 2011 près de 7 % de la SAU allemande (soit un peu moins de 1 % de la SAU européenne),

avec des impacts environnementaux importants (développement des surfaces en monoculture et impacts sur la fertilité des sols, pollutions aux nitrates) (Herrmann, 2013).

La part de la production végétale utilisée pour la fabrication de biomatériau est enfin relativement mal documentée dans la situation 2010 ; elle représenterait selon Eurostat un peu moins de 600 000 ha, soit moins de 0,5 % de la SAU européenne.

2.5. L'intensification de la production animale

Dans TYF*Am*, la production animale est en premier lieu répartie entre monogastriques et ruminants, puis de manière plus fine, à l'intérieur de chacune de ces catégories, entre bovins laitiers, bovins viande et ovins/caprins (considérés conjointement) pour les ruminants, et porcs et poulets pour les monogastriques (à l'exception des chevaux et ânes). Le cheptel total et sa productivité par animal (en viande, lait et œuf) sont contraints et en partie déterminés par la quantité et la qualité de l'alimentation disponible. Un aspect clé de la modélisation dans TYF*Am* consiste donc à mettre en correspondance l'alimentation animale (issue de la production végétale et d'éventuelles échanges, imports ou exports) et la production animale.

Les besoins en alimentation des monogastriques et des ruminants sont différents. Les premiers consomment des céréales et des protéagineux dont la production est (i) en compétition avec la production d'alimentation humaine et (ii) potentiellement découplée, d'un point de vue spatial, par rapport aux zones d'élevage elles-mêmes. Les seconds consomment de l'herbe et des céréales en vert et, dans une moindre mesure, des céréales et protéagineux sous forme de concentrés. Le niveau de compétition entre alimentation des ruminants et alimentation humaine s'en trouve moindre par rapport aux monogastriques, et la possibilité de découpler production animale et production végétale est également moins importante chez les ruminants que chez les monogastriques.

Le cheptel européen en 2010 s'élève à 133 millions d'unités gros bétail (UGB), réparties pour un peu plus de la moitié en ruminants (48 % de bovins et 8 % d'ovins) et, pour le reste, en monogastriques (16 % de volailles et 28 % de porcins).

L'estimation des besoins alimentaires moyens par types d'élevage (basée sur Hou et al., 2016) et de la disponibilité en alimentation animale (basée sur les données Eurostat) a permis de mettre en correspondance production animale et production végétale dans la situation 2010. Il en ressort que près de 75 % de l'alimentation animale

disponible sont consommés, avec des différences significatives entre types d'aliments. Ainsi, les aliments composés céréales/protéines végétales sont presque intégralement consommés. Au contraire, la part de l'herbe issue des prairies effectivement valorisée par le bétail apparaît beaucoup plus faible, oscillant entre 50 et 60 % (cf. Tableau 3).

Tableau 3. Correspondance entre alimentation animale disponible et consommée en 2010

Type d'aliments	Quantité disponible (Mt)	Quantité nécessaire (Mt)	Taux de consommation (%)
Prairies permanentes	300 000 (estimée)	171 964	57 %
Fourrages en rotation	184 887	152 073	82 %
Composé alimentaire (céréales + protéines)	187 244	181 594	97 %
Total	672 130	505 631	75 %

Source : auteurs, d'après Hou *et al.* (2016) et Eurostat (2017)

Le cheptel ainsi nourri permet la production annuelle de 134 millions de tonnes de lait, 6,3 millions de tonnes d'œufs et 56 millions de tonnes de viande (mesurées en masse de carcasse entière). Entre 1960 et 2010, trois aspects ont marqué l'évolution de la production.

Une intensification des niveaux de production par unité de bétail a d'abord permis un triplement de la production de viande, et des augmentations considérables de la production d'œufs (+ 62 %) et de lait (+ 27 %), alors que dans le même temps le cheptel s'accroissait de manière modérée pour les monogastriques, voire diminuait du côté ruminants. Cette intensification s'est faite en jouant simultanément sur deux leviers : la génétique et l'alimentation. Les différentes techniques de sélection associées à la possibilité de contrôler de plus en plus strictement l'environnement des animaux ont conduit au remplacement progressif d'une diversité de races locales par des races ultra spécialisées et productives. Ces changements ont été accompagnés par une augmentation de la part de concentrés dans les rations animales, qui s'est traduite pour les ruminants par une diminution drastique du recours à l'herbe – elle-même expliquant l'importante diminution des prairies permanentes évoquées précédemment.

L'augmentation de la production a été étroitement corrélée à celle de la consommation de protéines animales dans nos régimes alimentaires (+42 % d'augmentation dans la consommation apparente de protéines animales entre 1960 et 2010). Cependant, ces évolutions n'ont pas été univoques. Ainsi, alors que la production de viande rouge est restée quasiment constante sur la période, celle de viande blanche

a littéralement explosé (+ 200 %) en lien avec l'évolution des comportements alimentaires relatée en section 2.2.

Elle est également en partie liée à une stratégie de plus en plus tournée vers l'exportation. Ainsi, si le solde export- import des produits animaux de l'Union européenne a augmenté de manière mesurée des années 1960 aux années 1980 pour ensuite osciller autour d'une valeur stable (4 à 6 % de la production pour la viande, 8 à 10 % pour le lait), les échanges entre l'UE et les pays tiers se sont notablement intensifiés, dans les deux sens, importations et exportations. Le solde de 6 % de la production de viande exportée s'explique ainsi par une part de production exportée représentant 40 %, alors que l'équivalent de 35 % est importé.

L'ensemble des évolutions constatées dans chacun des compartiments du système alimentaire – alimentation, production végétale/usage des terres et production animale – se sont par ailleurs traduites par une reconfiguration fondamentale du cycle de l'azote. C'est ce point que nous abordons dans le paragraphe suivant.

2.6. L'ouverture du cycle de l'azote et ses conséquences

Il existe plusieurs approches pour le calcul d'un bilan azoté, avec différentes problématiques (Oenema *et al.*, 2003). TYFAM appréhende les flux d'azote au niveau de la sole cultivée (les cultures en rotation et les cultures permanentes) – et non sur l'ensemble de la ferme Europe, la signification agronomique d'un bilan à une telle échelle étant faible. Une analyse des apports et des exports à cette sole agricole permet de dégager un bilan *apparent*, cohérent avec les besoins en azote des plantes, qui permet également d'apprécier l'importance du surplus et l'efficacité des apports. Cette approche est inspirée de celle développée par Lassaletta *et al.* (2014) – à la différence que nous n'avons pas tenu compte des dépôts atmosphériques, qui représentent de l'ordre de 10 % des apports, selon les modèles mobilisés. Dans cette perspective, les entrées considérées sur la sole cultivée sont de quatre types :

- l'azote minéral de synthèse ;
- la fixation symbiotique par les légumineuses en rotation ;
- la fumure organique, issue des déjections animales maîtrisables, que l'on assimile à l'azote excrété en bâtiments (l'intégralité pour les granivores, une fraction fonction du taux de pastoralisme pour les herbivores). Ces apports sont fonctions de l'azote contenu dans les productions végétales destinées à l'alimentation animale (*feed*) ;

- le compost issu du compostage des déchets verts produits hors sole cultivée.

Les exports nets à la sole cultivée sont équivalents au contenu en azote de toutes les productions végétales récoltées, moissonnées ou fauchées, quel que soit leur usage. La quantité d'azote exportée est fonction, pour chaque culture, du rendement et de son taux protéique, selon une relation explicitée dans l'annexe (dans les coulisses de TYFAM).

Dans l'approche adoptée ici, qui se focalise sur la sole cultivée, l'azote fixé dans les prairies permanentes – qui compte une proportion importante de légumineuses – n'est pas comptabilisé²⁰ en tant que tel. Les prairies permanentes sont en effet considérées comme une boîte noire autonome susceptibles de nourrir des herbivores, dont les déjections valorisables, elles, se retrouvent sur la sole cultivée (cf. liste ci-dessus des apports considérés). Par ailleurs, les flux atmosphériques (déposition et volatilisation) comme le lessivage ne sont pas considérés directement par le modèle à ce stade de son développement.

Compte tenu des données disponibles, il n'a pas été possible de *recalculer* le bilan azoté 2010 selon la méthodologie de TYFAM – qui ne sera appliquée qu'au calcul de la situation 2050. Néanmoins, la Commission européenne établit chaque année un bilan azoté global à l'échelle de l'UE. Ce bilan considère l'ensemble de la SAU européenne – y compris les prairies – et comptabilise en entrée les apports par les engrais, les déjections animales dans leur ensemble, les apports atmosphériques et la fixation symbiotique estimée. Les apports de l'économie circulaire (boues de station d'épuration, composts urbains, etc.) sont mal connus et considérés comme négligeables. Les exports comptabilisent l'ensemble de la production végétale exportée (*food* et *feed*) (Eurostat, Eurostat metadata, 2018). Ce bilan constitue un indicateur en matière d'agri-environnement. Il n'a pas vocation à expliquer une performance agronomique (couverture des besoins) ou environnementale (estimation précise des pertes par compartiment) ; il approche une efficacité globale de la ferme Europe de manière simplifiée et permettant un suivi dans le temps.

Les dernières valeurs détaillées de ce bilan azoté sont disponibles pour l'année 2014. On peut comparer cette année avec 2010 que nous avons retenue comme référence sur les données agrégées inputs et outputs (données disponibles pour cette année) ; les ordres de grandeur sont très comparables.

20. Bien que celui-ci corresponde à la moitié de l'azote fixé par symbiose en Europe en 2009 (Baddeley, et al., 2013).

Tableau 4. Structure du bilan azoté de la ferme Europe en 2014 et comparaison globale avec 2010

	Apports (t N)	Exports (t N)	Rapport apports / exports
TOTAL 2014	24 564 119	16 068 471	153 %
Fertilisants de synthèse (45 % apports)	11 053 854		
Fumier (38 % apports)	9 334 365		
Fixation symbiotique (6 % apports)	1 473 847		
Déposition atmosphérique (8 % apports)	1 965 130		
Autres (3 % apports)	736 924		
TOTAL 2010 (en comparaison)	23 834 249	14 988 204	159 %

Source : Eurostat (2018)

Notre analyse de ce bilan ne consiste pas à rentrer dans le détail des postes et leur signification par rapport au fonctionnement de l'agroécosystème. Il s'agit plutôt de faire ressortir quelques grands constats :

- globalement, des apports qui excèdent encore de près de 50 % les exports, malgré les efforts de maîtrise de la fertilisation tant minérale qu'organique ;
- un rôle très important des engrais azotés dans les apports ;
- également une production de fumier et de lisier significative dans les apports, en cohérence avec un niveau de production de *feed* et d'importation de soja élevés ;
- une fixation symbiotique minoritaire, la faiblesse de ce poste – dont le détail du calcul resterait à mieux connaître – s'expliquant par la faible part des légumineuses en rotation et par la fertilisation des prairies qui fait baisser leur fraction dans l'équilibre des espèces présentes.

Ce bilan azote sur la sole cultivée peut par ailleurs être mis en perspective avec les dynamiques plus générales du cycle de l'azote au sein du système alimentaire européen. Les quelques grands constats dressés ci-dessus sont ainsi à mettre en relation avec l'ouverture progressive du cycle de l'azote qui caractérise la situation européenne depuis un siècle (Sutton & Billen, 2011, TS 5 et TS 6). Cette ouverture du cycle de l'azote résulte elle-même de la déconnexion progressive des systèmes de culture et d'élevage à l'échelle européenne (voir section 2.3), qui s'est traduite par un apport massif d'azote réactif dans le système alimentaire européen *via* deux sources principales :

- les importations de protéines végétales à destination de l'alimentation animale, dont on a vu qu'elles avaient décuplé entre 1961 et 2010 ;
- et le recours croissant à la fertilisation minérale, les possibilités de transfert de fertilité des zones de prairies capables de capter l'azote atmosphérique vers les systèmes de culture s'étant progressivement réduites avec la spécialisation territoriale²¹.

Les apports d'azote issus de ces deux sources ont ainsi augmenté d'environ 20 % entre 1970 et 2010. Si ces apports supplémentaires d'azote ont permis des gains de productivité à l'hectare considérables en levant l'un des principaux facteurs limitant à la production, l'ouverture du cycle de l'azote qui en a découlé n'est pas sans conséquence. Le *European Nitrogen Assessment* (ENA) estime ainsi qu'entre 1970 et 2010, les émissions d'azote (par ha de SAU) sous différentes formes (atmosphérique et lessivage) ont augmenté de 20 à 30 % (Sutton *et al.*, 2011). Ces émissions se retrouvent aujourd'hui dans l'atmosphère, dans les eaux superficielles jusqu'à l'océan et dans les eaux souterraines, posant des défis environnementaux et sanitaires majeurs – dans un contexte où l'usage de l'azote agricole représente 70 % des usages totaux au niveau européen. L'eutrophisation générale qui en résulte induit un appauvrissement en espèces, *via* notamment le développement excessif d'espèces nitrophiles qui peut conduire dans les milieux aquatiques à une anoxie, conduisant elle-même à une cascade de conséquences (Billen *et al.*, 2011). Au total, les excès d'azote se manifestent sur la qualité de l'eau, de l'air, sur les émissions de gaz à effet de serre, de perturbations des écosystèmes terrestres et aquatiques et de leur biodiversité associée, et d'altération de la vie des sols.

2.7. Conclusion partielle : les enjeux de la transition agroécologique dans TYFA

Les dynamiques contemporaines du système alimentaire européen se révèlent particulièrement éloignées d'une logique agroécologique – dont l'enjeu est de maximiser le recours aux

dynamiques écosystémiques pour favoriser une double performance des systèmes agricoles en matière de production et d'environnement. Les transformations que ce système a connues ont évidemment eu une série d'impacts reconnus comme positifs dans le contexte du développement économique de l'après Seconde Guerre mondiale, aux rangs desquels l'accroissement de la production alimentaire face à une demande en augmentation et la structuration d'un secteur économiquement puissant et générateur de devises *via* ses capacités d'exportations. En contrepartie, les impacts environnementaux et sanitaires se sont révélés de plus en plus importants, alors que les retombées sociales sont ambivalentes, les emplois créés se faisant au prix d'une destruction d'autres. On peut ainsi aujourd'hui questionner la durabilité environnementale et sociale du système alimentaire dont la prise en charge collective va croissant (Sautereau & Benoît, 2016). Si l'on considère en particulier le rôle que les pesticides jouent dans le fonctionnement du système et les impacts qu'ils ont sur la biodiversité et la santé, l'importance des surplus d'azote qui contribuent à l'anoxie des océans et des mers (Billen *et al.*, 2011), il semble urgent de changer le fonctionnement d'ensemble du système.

Si ce constat n'est pas original, la description détaillée de chacun de ces compartiments du système alimentaire actuel et des liens qui les relie à travers le prisme de TYFAM offre à présent des prises informées pour repenser ce système alimentaire dans une perspective agroécologique. La caractérisation des relations structurelles entre la logique de production végétale, des importations, de la production animale, de la consommation et des exports permet de bien poser les enjeux d'ensemble d'évolution du système. Plus précisément, un des objectifs consiste ainsi à sortir du couple « nous mangeons trop et mal » et « nous produisons beaucoup et mal » pour développer un scénario dans lequel « nous mangeons assez et bien » se combine avec « nous produisons ce dont nous avons besoin ». La partie qui suit identifie pour l'ensemble des composantes du système alimentaire appréhendé par TYFAM des hypothèses cohérentes avec cette logique. Ces hypothèses permettront dans un dernier temps de paramétrer le modèle TYFAM afin de simuler le fonctionnement d'un système alimentaire européen agroécologique et, *in fine*, d'en tester la cohérence, la robustesse et la pertinence (partie 4).

21. La diminution de la part des protéagineux dans la sole cultivée, donc des possibilités de fixation symbiotique, a également contribué à faire augmenter le recours à l'azote minéral dans les systèmes de culture.

3. VERS UNE EUROPE AGROÉCOLOGIQUE : PRINCIPES ET APPLICATION AU PARAMÉTRAGE DE TYFA^m

3.1. Une approche située et cohérente de l'agroécologie

La notion d'agroécologie a été définie pour la première fois dès le début du XX^e siècle dans une perspective essentiellement technique, qu'elle a conservée jusqu'à aujourd'hui. L'idée consiste à appliquer à la conduite des agroécosystèmes les concepts et les principes issus de l'écologie scientifique, en considérant notamment les flux biogéochimiques et les interactions fonctionnelles entre organismes à l'échelle d'agroécosystèmes complexes (Gliessman, 2007). Cette vision correspond à la présentation de l'agroécologie comme une trajectoire d'innovations. À partir de cette base se sont développées d'autres approches ancrées dans le domaine de la recherche scientifique, dans les mouvements sociaux – l'agroécologie prend alors un tour holistique dans laquelle les aspects techniques et politiques, voire philosophiques, sont imbriqués – ou plus spécifiquement dans le domaine des pratiques agricoles autour de réseaux d'acteurs de terrain variés (Wezel *et al.*, 2009). Différentes approches coexistent ainsi dans des contextes nationaux et culturels contrastés. Sans prétendre épuiser la discussion de ce qu'est ou n'est pas l'agroécologie, il s'agit donc ici de fournir le cadre dans lequel s'inscrit TYFA.

Nous nous concentrons dans cette étude sur les aspects techniques (l'agroécologie comme une trajectoire d'innovations agronomiques), tout en étant conscients que ces aspects ont des conséquences sur, ou sont conditionnés par, l'ensemble des dimensions économiques, sociales et politiques du système alimentaire auquel participe une Europe agroécologique – ou, pour le dire autrement, que l'adoption de pratiques agroécologiques à grande échelle telle que décrite dans cette étude suppose des changements

économiques, politiques et sociétaux fondamentaux²². Si ces aspects ne seront pas directement abordés ici, ils feront l'objet de travaux ultérieurs dans le cadre de TYFA. Le cadre auquel nous nous référons comme point de départ est celui développé par le groupe interdisciplinaire de recherche en agroécologie (Giraf) (Stassart *et al.*, 2012), dont nous présentons les principaux principes dans l'Encadré 2.

Encadré 2. Les principes agronomiques de l'agroécologie proposés par Giraf et repris dans TYFA²³

La définition de l'agroécologie étant large, le concept peut être abordé en considérant les principes qui guident les chercheurs, les praticiens et les acteurs sociaux dans le domaine de l'agroécologie. La liste suivante, qui ne doit pas être prise comme un cadre figé, en propose une explicitation.

- Recycler la biomasse, optimiser et fermer les cycles de nutriments
- Améliorer les conditions du sol, notamment la teneur en matière organique et l'activité biologique
- Réduire la dépendance aux intrants synthétiques externes
- Minimiser les pertes de ressources (rayonnement solaire, sol, eau, air) en gérant le micro-climat, en augmentant la couverture du sol, la récupération de l'eau, etc.

22. Cet aspect a été mis en avant dès la fin des années 1980 par Altieri (1989) dans le contexte américain. Il montre en particulier que l'adoption des pratiques de gestion intégrée des ravageurs, basées sur la diversification et la complexification des rotations, n'avaient jamais pu se développer dans la Californie des années 1980 malgré leur efficacité sur le plan biotechnique car les systèmes de conseil et les filières n'étaient pas adaptés pour cela. Les travaux de Jean-Marc Meynard et de son équipe sur le besoin d'innovations couplées entre systèmes de production agricole et systèmes de transformation agroalimentaires ne disent pas autre chose (Meynard *et al.*, 2017).

23. Les principes proposés par le Giraf et ne relevant pas directement des aspects agronomiques ne sont pas présentés dans cet encadré.

- Promouvoir et conserver la diversité génétique des cultures et des animaux
- Renforcer les interactions positives entre les différents éléments des agroécosystèmes, en reliant la production végétale et animale, en concevant des systèmes agroforestiers, en utilisant des stratégies d'attraction/répulsion pour lutter contre les ravageurs
- Intégrer la protection de la biodiversité à la production alimentaire
- Intégrer des considérations à court et long termes dans la prise de décision.
- Viser des rendements optimaux plutôt que des rendements maximaux
- Valoriser la valeur et l'adaptabilité

Si ce cadre de Giraf fixe un « champ des possibles » inspiré d'une approche par la durabilité forte (Godard, 1994)²⁴ – et donc en creux un « champ des possibles » – pour l'agroécologie, ce champ demeure assez vaste. Il laisse par exemple ouverte la question du degré de mobilisation des intrants externes (engrais et pesticides). TYFA décline ainsi ce cadre de manière à prendre en charge de manière équilibrée les enjeux sanitaires/santé humaine, de conservation de la biodiversité – trop souvent évacuée du débat sur l'agriculture – et du changement climatique – ce dernier prenant une place croissante dans le débat politique (par exemple dans EC, 2017) avec une tendance très forte à écraser toutes les autres dimensions.

Le jeu d'hypothèses déclinées dans les paragraphes qui suivent est à considérer en fonction du niveau « macro » auquel il s'applique. Elles doivent permettre de paramétrer TYFAM pour simuler le fonctionnement d'une Europe agroécologique, et concernent donc les cinq compartiments du modèle : gestion de la fertilité et cycle de l'azote ; production végétale et usage des terres ; production animale ; usages industriels ; alimentation. Dans cette perspective, nous définissons un cadre conceptuel d'ensemble en étant conscients que beaucoup d'aspects pourraient être précisés de manière plus fine.

3.2. La gestion de l'azote : reboucler les cycles de fertilité au niveau territorial

À la base d'un système agroécologique se trouve l'idée de pouvoir boucler les cycles de nutriments à la plus petite échelle territoriale possible. Ce principe fournit une base solide pour paramétrer le composant « flux d'azote » de TYFAM – tout en

ayant des conséquences importantes sur les autres composantes du système alimentaire européen, que nous décrivons dans les parties qui suivent. En prenant appui sur la rétrospective présentée ci-dessus (voir section 2.6), deux hypothèses clés se dessinent en matière de cycle de l'azote. Elles peuvent être rattachées, d'une manière ou d'une autre, à la nécessité de *reconnecter la production animale et la production végétale*.

La première hypothèse concerne la reconquête de l'autonomie protéique européenne associée à un *arrêt des importations de protéines végétales*²⁵. Au-delà des bénéfices sur le volet azote, l'arrêt des importations de protéines végétales permettra par ailleurs de réduire drastiquement le niveau de *déforestation tropicale importée* en Union européenne, associée à des pertes de biodiversité et des émissions de GES importantes. Les importations de protéines végétales pour l'alimentation animale représentaient en effet en 2008 44 % de la déforestation importée dans l'UE, en grande majorité du soja en provenance d'Amérique latine (EC, 2013, p. 30-31).

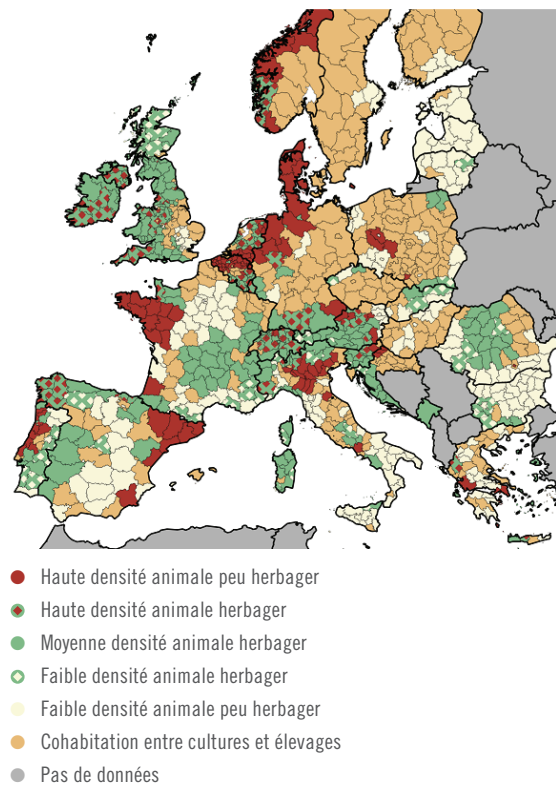
La seconde hypothèse concerne la substitution des apports d'azote minéral de synthèse dans le système agricole par deux voies principales permettant d'assurer un rebouclage territorial du cycle de l'azote : la fixation symbiotique issue des légumineuses – ce qui suppose en retour que la part de ces dernières dans la sole cultivée soit fortement augmentée ; et les transferts de fertilité permis par l'élevage ruminant, depuis les prairies temporaires et permanentes et, plus généralement, le *saltus* (Poux *et al.*, 2010), jusqu'à l'espace cultivé. Cet aspect suppose en retour que les zones très spécialisées en grandes cultures libèrent de l'espace pour des prairies afin de permettre à nouveau des transferts de fertilité, et que l'élevage de ruminants soit maintenu à un niveau suffisant dans l'ensemble des territoires européens. La difficulté de redéployer de l'élevage et des prairies dans des zones de grandes cultures ne doit pas être sous-estimée si l'on restait dans un contexte socio-économique similaire. Il faut cependant souligner que les zones de très forte spécialisation en grandes cultures sont loin de dominer la SAU européenne, comme en témoigne la Figure 9.

On voit bien le caractère extrêmement systémique de cette deuxième hypothèse. Celle-ci a en effet des implications massives tant sur l'usage des terres et la production végétale – que nous abordons dans la section 3.3 – que sur la production animale – décrite plus en détails dans la section 3.4.

24. Rappelons rapidement que l'idée de durabilité forte renvoie à une conception du développement durable selon laquelle la durabilité environnementale est première par rapport aux deux autres piliers de la durabilité.

25. Nous ne faisons ici que prendre à la lettre les annonces politiques les plus récentes en la matière, au niveau français comme européen (Parlement Européen, 2018)

Figure 9. Typologie des territoires agricoles européens en fonction de la place de l'élevage



Source : Expertise scientifique collective Rôles, impacts et services issus de l'élevage en Europe (Dumont et al., 2016).

3.3. Une production végétale extensive dans un paysage agricole diversifié

Un système agroécologique repose fondamentalement sur sa capacité à maintenir une biodiversité importante, non seulement pour la valeur « en soi » de cette biodiversité, mais aussi pour les services qu'elle rend en termes de fonctionnalités des agroécosystèmes. Un haut niveau de biodiversité dans les agroécosystèmes repose sur deux piliers, à l'aune desquels formuler nos hypothèses (d'après Gonthier *et al.*, 2014) : une extensification des pratiques au niveau de la parcelle qui, appuyée sur une rediversification des rotations, permet de baisser radicalement l'impact direct des pratiques agricoles sur l'environnement ; et une structure paysagère hétérogène, faisant place aux éléments de végétation semi-naturelle et à un étagement vertical des cultures par l'introduction d'éléments ligneux.

3.3.1. L'extensification des pratiques à la parcelle

L'abandon des pesticides - des conséquences écosystémiques

Dans TYFA, l'extensification des pratiques à la parcelle passe en premier lieu par l'abandon des pesticides – insecticides, herbicides et fongicides –, dont les impacts environnementaux sont aujourd'hui bien documentés (IPBES, 2016 ; Delaunay *et al.*, 2017). Associés à l'azote de synthèse et aux progrès de la génétique, l'arrivée des pesticides a en effet constitué l'un des piliers agronomiques de l'intensification qu'a connue la production végétale au cours des dernières décennies (Stoate *et al.*, 2001). L'hypothèse de leur abandon dans TYFA entraîne de ce fait des conséquences structurantes pour l'ensemble de la production végétale. Avant de détailler ces différents enjeux, revenons rapidement sur la diversité et l'ampleur des impacts aujourd'hui attribués aux pesticides.

En matière de biodiversité, les effets d'un grand nombre de molécules sur les écosystèmes sont désormais bien documentés sur la majorité des taxons – y compris ceux qui ne sont pas directement visés par la molécule en question (Geiger *et al.*, 2010 ; Pelosi *et al.*, 2014 ; Pisa *et al.*, 2015 ; Woodcock *et al.*, 2016) –, et il est à présent démontré que leurs impacts écosystémiques vont bien au-delà de leur point d'application du fait des transports aériens et hydrologiques (Beketov *et al.*, 2013). La course sans fin entre l'introduction de pesticides et l'apparition de résistances « nécessitant » de nouvelles molécules fait également partie des enjeux importants.

Par ailleurs, leurs effets sur la santé humaine ne peuvent aujourd'hui plus être ignorés.

- Les effets sur la santé des travailleurs agricoles sont établis dans près d'une dizaine de maladies graves ou de troubles fonctionnels (Leucémie, Lymphome non hodgkinien, Myelome, cancer de la prostate, maladie de Parkinson et d'Alzheimer, troubles cognitifs et de fertilité, malformation du fœtus et leucémie de l'enfant), et suspectés pour quatre autres (Inserm, 2013).
- Du côté des consommateurs, on retrouve des traces de pesticides (en particulier les organochlorés, les organophosphorés et les pyrèthri-noïdes) dans la quasi-totalité des sujets à différentes doses, et dans plus de 50 % des aliments consommés. Sur les quelques 400 molécules autorisées en Europe, les consommateurs français étaient, entre 2005 et 2008, en exposition chronique pour 7 d'entre eux, en exposition aiguë pour 17, et que pour 59 des substances recherchées, une surveillance complémentaire devait être mise en place car les risques étaient

considérés comme importants (Afsset & ORP, 2010). La démonstration d'effets directs sur la santé des consommateurs par l'alimentation et la mise en évidence des relations de causalité reste cependant l'exception, conduisant les agences de surveillance (EFSA en Europe, OMS au niveau mondial) à la prudence dans leurs avis quant à l'impact possible d'une catégorie de pesticides. On peut toutefois signaler que l'INSERM insiste, dans sa dernière expertise collective, sur la difficulté à détecter les effets directs avec les méthodes d'évaluation dont on dispose aujourd'hui, en pointant notamment trois limites importantes (Inserm, 2013, p. 117) :

- seuls les principes actifs sont testés, alors que les adjuvants peuvent changer l'ordre de grandeur de la dangerosité d'une molécule ;
- non prise en compte des effets cocktail – bien que ceux-ci commencent à être documentés (e.g. Lukowicz *et al.*, 2018) ;
- non prise en compte des effets des métabolites issues de la dégradation des molécules mères et de leur accumulation à moyen à long terme.

Dans ce contexte, la question d'une « juste dose » de pesticides, sans impact environnemental et/ou sanitaire est quasiment impossible à aborder (à la différence de l'azote par exemple), d'autant que la notion même de dose et de sa dangerosité est sujette à discussion et ne s'évalue pas simplement en g/ha. TYFA adopte une hypothèse inspirée du principe de précaution (Godard, 2005) : si l'on vise une santé environnementale et humaine globale (c'est le concept de *One Health*, cf. Lebov *et al.*, 2017), l'absence radicale d'usage de pesticides est l'hypothèse la plus robuste à tester en première instance. Toute solution intermédiaire, qui peut se justifier sur d'autres plans que l'environnement et la santé, apparaît extrêmement complexe à justifier sur le plan écosystémique.

Précisons à cet égard que l'approche de TYFA ne rentre pas dans le débat qui distingue l'usage des pesticides de la présence/absence de résidus dans l'alimentation, y compris l'eau. À compter que ces résidus soient effectivement absents de ce que nous ingérons – ou non détectables ou contrôlables, ce qui n'est pas la même chose –, il n'empêche qu'ils sont présents dans notre environnement et ont des impacts sur la biodiversité. Les possibles impacts négatifs à long terme sur les systèmes endocriniens comme sur le microbiote (notion qui se réfère à l'ensemble du système microbien qui relie la microbiologie de notre système intestinal, celle de notre environnement et celle des animaux et des plantes que nous ingérons) constituent une raison supplémentaire d'appliquer une approche de précaution.

L'abandon des engrais de synthèse associé à celui des pesticides

L'hypothèse de l'abandon des pesticides conduit à envisager en parallèle celui des engrais de synthèse. Historiquement, le fort développement des engrais et des pesticides a été conjoint, même si les engrais de synthèse ont pu être utilisés à des niveaux modestes dès le début du XX^e siècle dans les exploitations européennes « de pointe », qui utilisaient par ailleurs les premiers pesticides de synthèse (sulfate de cuivre).

Cette hypothèse se justifie si l'on considère notamment que, dans le contexte actuel, l'usage de l'azote minéral²⁶ à des niveaux élevés favorise le développement de maladies fongiques et celui d'adventices dans les parcelles, qui nécessitent en retour d'être gérés par le recours aux pesticides. En outre, il est associé à des variétés végétales qui n'expriment leur rendement qu'en utilisant des pesticides et des raccourcisseurs (exemple emblématique de la verse du blé). Il paraît donc agronomiquement difficile de maintenir le niveau actuel d'usage de l'azote de synthèse sans pesticides.

S'il est probablement possible d'en avoir un usage modéré avec un impact faible sur l'environnement et la biodiversité, trois raisons nous ont conduit à prendre comme première hypothèse dans TYFA un abandon total de l'usage de l'azote de synthèse/minéral. La combinaison de cette hypothèse et de l'abandon des pesticides correspond d'abord au cœur du cahier des charges de l'agriculture biologique : on dispose donc de références agronomiques établies pour paramétrer notre modèle. A contrario, il n'existe pas de références pour des conduites sans pesticides mais avec des niveaux modérés d'azote de synthèse.

Les travaux portant sur les limites de la planète indiquent ensuite clairement que l'usage anthropogénique des ressources en azote – et les pertes dans les milieux qu'il génère – dépasse de loin les possibilités de la planète (Rockström *et al.*, 2009), en particulier dans le cas du secteur agricole/alimentaire (De Vries *et al.*, 2013 ; Campbell *et al.*, 2017) : face à l'enjeu de réduire significativement l'usage de l'azote de synthèse, son abandon constitue indéniablement l'hypothèse la plus robuste.

Les impacts sanitaires et environnementaux de l'application d'azote peuvent enfin très forts :

- sur le plan sanitaire, l'usage mal maîtrisé de l'azote contribue au chargement des eaux de

26. L'impact écosystémique est lié à la forme minérale de l'azote plus qu'à son origine (synthétique). Une forme nitrique de l'azote obtenue par méthanisation, par exemple, aura le même impact direct, même si son bilan énergétique et GES est bien entendu bien meilleur.

consommation en nitrate, qui affecte prioritairement les populations les plus sensibles (femmes enceintes, personnes âgées, enfants) (Sutton *et al.*, 2011) ;

- en matière de biodiversité, un excès d'azote dans le milieu peut s'exprimer à des niveaux faibles. Ainsi, une prairie fertilisée avec 50 unités d'azote minéral aura une perte significative de richesse floristique, et notamment en légumineuses (défavorisées par rapport aux graminées dès ces doses) (Klimek *et al.*, 2007; Vertès *et al.*, 2010). Les pertes d'azote minéral issus des surfaces cultivées contribuent par ailleurs, même à très faible dose, à l'eutrophisation des milieux aquatiques qui mérite une prise en charge ambitieuse (Billen *et al.*, 2011) ;
- l'application d'azote sur les terres arables constitue finalement l'un des principaux facteurs d'émissions de gaz à effet de serre (GES) du secteur agricole – un peu plus d'un tiers des émissions. L'abandon des engrais de synthèse ne peut que conduire au développement de systèmes sobres en azote (puisque ne reposant que sur l'azote organique et la fixation symbiotique par les légumineuses), dont le niveau d'émission s'en trouvera fortement diminué.

Au total, la radicalité de l'hypothèse pour l'azote de synthèse exprime un cadrage visant à prendre en charge de manière robuste les enjeux écosystémiques. Associée à celle sur l'abandon des pesticides, elle a par ailleurs des conséquences importantes sur l'organisation des systèmes de culture (rendements, complexité des rotations, diversité de l'assolement) et sur leurs interfaces avec les systèmes d'élevage.

Organisation et rendements des systèmes de culture dans TYFA : l'agriculture biologique comme modèle

Paramétrer le passage à l'agriculture biologique envisagé dans TYFA oblige ainsi à traiter deux aspects essentiels des systèmes en bio : la question de la fertilité et des rendements associés, et celle des ravageurs et parasites.

Sur la question des rendements et de la fertilité, l'abandon simultané des engrais de synthèse et des importations de protéines végétales conduit à considérer un système dans lequel tout l'azote entrant provient de la fixation symbiotique : soit directement *via* les légumineuses (dont la part augmente nécessairement, voir section 4.2) au sein de la sole cultivée, soit grâce aux transferts de fertilité assurés par les ruminants des prairies permanentes vers la sole cultivée. C'est bien là l'un des tests de cohérence principal de TYFA : le scénario est-il « tenable » du point de vue de

l'azote²⁷ ? À quelles conditions quant aux rendements espérés ?

Les valeurs de rendements retenus pour paramétrer TYFAm sont basés sur la méta-analyse de Ponisio *et al.* (2015), qui prolonge et confirme deux méta-analyses similaires et plus anciennes (Badgley *et al.*, 2007 ; Seufert *et al.*, 2012) portant sur les écarts de rendements entre systèmes conventionnels et systèmes en bio. Sur plus de 1 000 systèmes étudiés dans 105 études différentes, 429 se trouvent en Europe. Les valeurs européennes ont été extraites de la base de données associée à l'étude et un écart de rendement moyen a été calculé pour chaque type de culture disponible. Pour les oléagineux et les oléoprotéagineux, pour lesquels la méta analyse de Ponisio *et al.*, (2017) ne donne qu'une valeur agrégée, nous avons détaillé par grande culture sur la base d'études complémentaires rassemblées par Guyomar *et al.*, (2013) (Tableau 5).

Tableau 5. Rapport entre les rendements des oléoprotéagineux en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle et valeurs retenues dans TYFA

	Valeur Ponisio (2015)	Valeurs Guyomar (2013)	Valeur retenue dans TYFA
Colza		59 %	55 %
Tournesol		80 %	80 %
Olives	55 %	n.d.	55 %
Autres oléagineux		n.d.	80 %
Soja		80 %	80 %
Autres protéagineux	64 %	Féverole 49 % Pois 57 %	65 %

Source : Ponisio *et al.* (2015) et Guyomar (2013). Les ratios ont été établis sur la base des rendements AB et agriculture conventionnelle établis par Agreste en 2011 et 2012.

La baisse de rendement sur les parcelles en bio est de l'ordre de - 25% pour les céréales, entre - 50 et - 80% pour les oléagineux et oléoprotéagineux, - 5 à - 20 % pour les fruits et légumes. Elle est présentée graphiquement dans la Figure 10.

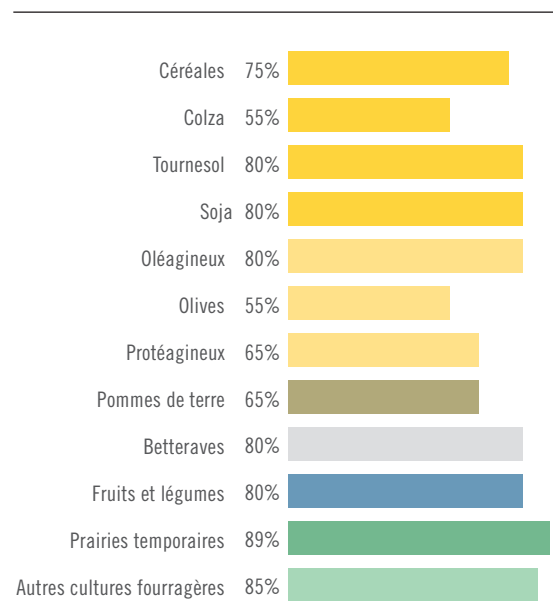
Les hypothèses sur lesquelles nous nous basons pour les rendements sont donc prudentes, et ce pour au moins deux raisons. Elles n'intègrent pas d'une part les effets potentiels de l'innovation agroécologique en agronomie pendant les 30 années

27. La question du phosphore est également centrale sous l'hypothèse d'un passage à l'agriculture biologique dans un contexte où, en l'état actuel, les exploitations conduites en bio dépendent massivement de transferts de phosphore issus d'exploitations conventionnelles (Nowak *et al.*, 2013). Comme expliqué précédemment, l'état de développement actuel de TYFAm n'a pas permis d'instruire cette question à ce stade.

qui nous séparent encore de 2050. Or, le passage à un système 100 % agroécologique pourrait s'accompagner d'une redirection massive des moyens de la recherche et développement vers l'agroécologie, qui n'en reçoit aujourd'hui qu'une part faible (Vanloqueren & Baret, 2009). Ponisio *et al.* (2015) montrent d'autre part que les écarts de rendement entre systèmes bio et conventionnels peuvent être réduits de moitié par l'adoption de pratiques agroécologiques, comme les rotations de cultures et les cultures mélangées, au cœur des hypothèses de TYFA pour la production végétale (céréales + protéagineux et/ou agroforesterie). Bretagnolle *et al.* (2018) indiquent également l'importance de la pollinisation, associée à l'agriculture biologique, dans l'élaboration des rendements, en particulier pour les oléoprotéagineux. Quant aux critiques formulées par différents auteurs (Connor, 2008 ; De Ponti *et al.*, 2012 ; Connor, 2013) selon lesquels il n'était pas possible de généraliser les rendements en bio constatés dans ces méta-analyses car ils ne tenaient pas compte des transferts d'azote entre différentes régions du monde (et en particulier depuis l'Amérique latine via la production intensive de soja, ensuite transformée en alimentation animale puis convertie par le métabolisme des animaux en déjections ensuite appliquées sur les cultures) : ces critiques ne s'appliquent pas au cas de TYFA, puisque le scénario fait l'hypothèse de l'abandon des importations de protéines végétales. Tout l'enjeu consiste évidemment à pouvoir boucler dans ce contexte le bilan azote (voir partie 4.3).

Un deuxième aspect important sur les systèmes de culture en agriculture biologique concerne la gestion des parasites (insectes et champignons) et des adventices. Précisons tout d'abord que TYFA s'appuie sur l'hypothèse d'une (re)diversification et d'une (re)complexification des rotations et des assolements conforme à ce qui est observé en agriculture biologique (Barbieri *et al.*, 2017). Dans cette perspective, le rapport entre les différents types de culture – céréales, oléagineux, protéagineux fourragères ou à graines et prairies temporaires –, évolue de manière significative vers une diminution de la place des céréales dans les rotations. À l'intérieur des céréales, le blé continue de dominer mais d'autres céréales secondaires, plus rustiques (avoine, seigle, triticale) refont leur apparition dans les rotations pour limiter les risques de maladie et mieux gérer les adventices. Les rotations sont globalement allongées pour s'étaler sur 6, 7 voire 8 à 10 ans. Une telle complexification des rotations, associée à l'hétérogénéité des structures paysagères au cœur de TYFA, constitue un élément robuste favorisant un contrôle biologique des parasites et une moindre présence des adventices (Barbieri, 2001 ;

Figure 10. Écarts de rendement retenus entre TYFA 2050 et les rendements 2010



Source : Ponisio *et al.* (2015), valeurs pour l'Europe.

Winqvist *et al.*, 2011 ; Veres *et al.*, 2013 ; Muneret *et al.*, 2018).

À l'aval de la production, l'abandon des fongicides pose la question du niveau de prévalence des mycotoxines dans les produits alimentaires, et donc du risque posé pour la santé du consommateur. Une méta-analyse conduite dans le cadre d'un rapport de l'Afssa au début des années 2000 montre cependant que, pour les principales catégories de produits concernés (céréales, lait, pomme), les teneurs en mycotoxines en agriculture biologique ne sont pas significativement différentes de celles observées en agriculture conventionnelle. En effet, si le cahier des charges de l'agriculture biologique interdit le recours aux traitements fongicides de synthèse, il privilégie des pratiques culturales favorables à une limitation de la contamination par les mycotoxines (Afssa, 2003, p. 95).

Précisons pour finir deux points pour TYFA en référence à l'agriculture biologique :

- si notre raisonnement nous amène à considérer de fait l'agriculture biologique comme une composante logique de l'agroécologie, ce n'était pas un présupposé : l'abandon des pesticides nous semble l'option la plus robuste pour la santé et la biodiversité, mais l'abandon total de l'azote minéral nous semble moins fondamental à cet égard, même si c'est une hypothèse lisible sur un plan socio-politique (l'agriculture biologique est maintenant une référence établie) ;
- cette hypothèse d'abandon de l'azote de synthèse peut être défendue *a posteriori*, après que

le modèle de TYFA a confirmé l'hypothèse que la seule fixation symbiotique d'azote européenne (sans importation d'azote minéral ou extra-européen) était à un niveau suffisant pour couvrir les exports des plantes²⁸, avec les hypothèses de rendement retenues. Mais, nous le verrons également, cette hypothèse reste « tendue », et une alternative, envisageant un usage modéré d'azote de synthèse (dont les modalités et les impacts resteraient à préciser) ne nous semble pas de nature à remettre en cause l'ensemble de l'approche de l'agroécologie de TYFA.

La prise en compte des impacts du changement climatique sur les rendements

L'horizon temporel de 2050 implique de considérer les impacts du changement climatique dans la modélisation.

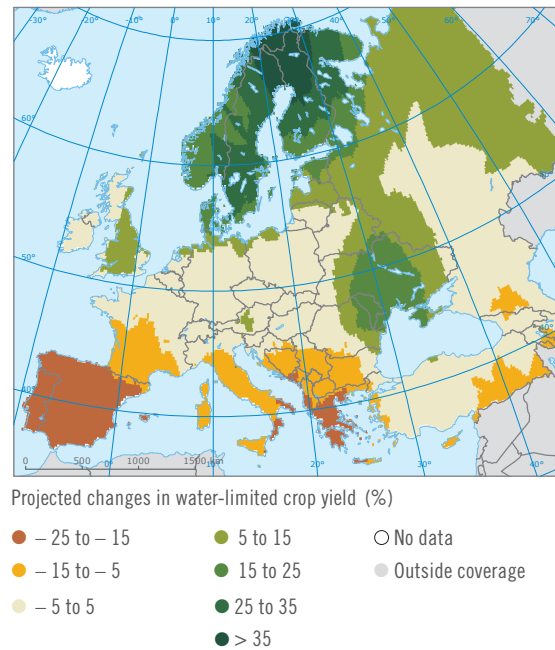
Sur un plan quantitatif, les travaux de modélisation indiquent des résultats divergents quant à l'évolution des rendements sous l'effet de celle du climat (Lavalle et al., 2009 ; Wilcox & Makowski, 2014 ; EEA, 2017 ; Hart et al., 2017). Certains indiquent des baisses quand le stress hydrique l'emporte sur d'autres paramètres, d'autres des hausses quand l'effet fertilisant en CO₂ est pris en compte. Plus généralement, on notera une difficulté à anticiper une évolution globale des rendements à l'échelle de la « ferme Europe » du fait d'une très grande hétérogénéité des évolutions climatiques à cette échelle, ce dont rend compte la Figure 11.

À l'échelle européenne, des baisses de rendement sévères sont attendues dans les régions méditerranéennes, alors que des hausses le sont dans celles de l'Europe du nord, la zone médiane restant dans les valeurs de rendement actuelles.

La combinaison de l'incertitude des conclusions des modélisations (elles même issues de celles sur les modèles et les paramètres) et de la variabilité géographique nous amène à retenir comme hypothèse centrale par défaut la conservation des rendements de l'agriculture biologique, concrètement en appliquant le coefficient de réduction des rendements estimé par Ponisio et al. (2015, voir Figure 10). Cela revient à supposer que les gains liés à l'innovation en agroécologie des prochaines décennies viendraient tout juste compenser les pertes liées aux impacts du changement climatique.

Cela étant, si notre hypothèse centrale sur les rendements est conservatrice par rapport à ceux constatés en agriculture biologique, nous aborderons dans la discussion la sensibilité de notre modélisation et de nos conclusions à une variabilité

Figure 11. Carte de l'impact projeté du changement climatique sur les rendements à horizon 2050



Source : EEA, 2017.

autour de ces valeurs centrales. Considérant qu'il y a autant d'arguments pour envisager une baisse ou une hausse des rendements, nous intégrerons des hypothèses haussières ou baissières dans un second temps (cf. section 4.4.2).

Sur un plan plus qualitatif, TYFA prend en compte le rôle central de la gestion des sols et des systèmes de production dans l'adaptation au changement climatique. Le principal facteur pouvant induire une baisse des rendements sous l'effet du changement climatique est lié à l'aggravation du stress hydrique. Sur ce point, nos hypothèses agronomiques nous semblent de nature à limiter les risques, du fait des apports élevés en matière organique et de pratiques favorables – par exemple une réduction drastique des apports de vermifuges – et donc une structure de ce dernier susceptible d'augmenter sa réserve utile. La réduction des rendements et de la fertilisation limitent par ailleurs la vulnérabilité des cultures aux conditions séchantes.

Concernant l'irrigation, elle semble difficile à contourner dans les zones identifiées comme les plus sensibles, notamment en régions méditerranéennes. Sans pouvoir aborder une quantification de l'irrigation dans notre modélisation à ce stade, nos hypothèses agronomiques sont néanmoins de nature à baisser la demande globale en eau en jouant sur trois paramètres :

- les changements de rotation (avec en particulier un moindre recours au maïs ensilage et grain).

28. Nous reviendrons largement sur ce point dans la suite du document.

TYFA conduit au développement des cultures maraîchères et de fruits dans l'ensemble de l'Europe, de manière à favoriser la production locale, davantage pluviale, et de saison sur ces productions. Cette hypothèse conduit à une forme de déspecialisation dans les zones méditerranéennes, qui sont fortement utilisatrices d'eau pour l'irrigation de ces produits ;

- la baisse des rendements en cultures, qui induit celle des « besoins » en eau pour atteindre le rendement visé ;
- l'extensification de l'élevage herbivore, favorable à la mobilisation de races rustiques davantage susceptibles de valoriser des fourrages plus ligneux, adaptés à des climats plus secs.

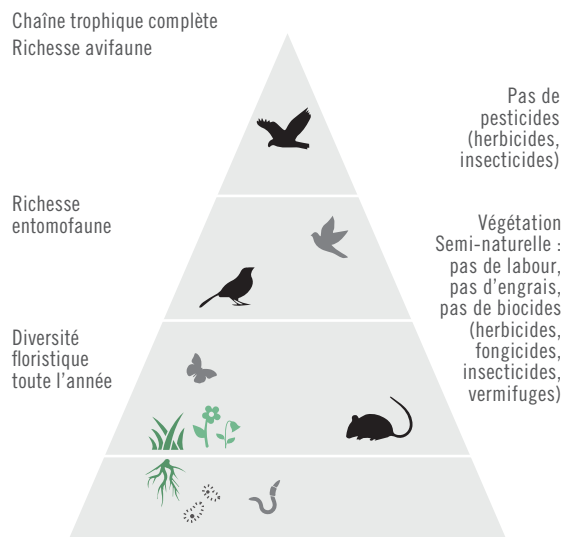
3.3.2. Un paysage agricole plus diversifié

Les enjeux de l'hétérogénéité spatiale

L'homogénéisation des paysages agricoles associée au triple mouvement de spécialisation, d'intensification et de concentration des années 1960 à nos jours a eu des effets massifs sur la diversité biologique des agroécosystèmes. Les insectes, oiseaux et plantes ont ainsi vu leur population et leur diversité diminuer drastiquement au cours de cette période. Hallmann *et al.* (2017) indiquent par exemple un effondrement de 75 % de la biomasse d'insectes dans les zones protégées d'Allemagne en 30 ans. Inger *et al.* (2015) font des constats similaires pour les oiseaux à l'échelle européenne, avec une baisse des populations d'oiseaux communs de plus de 20 % en 30 ans. Ces travaux pointent clairement les effets écosystémiques (la baisse des insectes entraîne celle des oiseaux) et la responsabilité des pratiques agricoles dans les évolutions constatées.

Retrouver un niveau de diversité et d'abondance élevé, comparable aux années 1960 suppose donc, inversement, de retrouver un certain niveau d'extensivité et d'hétérogénéité dans le paysage – qui s'exprime en termes de composition (le paysage est composé d'une mosaïque d'espaces différenciés) et de structure (la forme et la taille de ces espaces sont elles-mêmes hétérogènes) (Fahrig *et al.*, 2011). Toutes les formes de végétation semi-naturelle (VSN) – prairies permanentes, haies, étangs, murets, chemins creux – jouent dans cette perspective un rôle crucial à trois égards, pour les espèces immobiles comme mobiles : ce sont des sources de nourriture ; ce sont des habitats stables permettant la reproduction ; ils permettent une forme de connectivité du territoire (Benton *et al.*, 2003 ; Le Roux *et al.*, 2008). La présence de VSN permet ainsi d'accroître simultanément le nombre de taxons et la complexité des chaînes trophiques, comme l'illustre la chaîne très simplifiée présentée dans la Figure 12.

Figure 12. habitats semi-naturels et chaînes trophiques



Le rôle clé de la VSN dans cette « équation » repose sur deux principes fondamentaux : le maintien d'un couvert permanent – donc l'absence de travail du sol – et l'absence d'intrants, qui perturbent les fonctionnements trophiques ou détruisent les organismes (biocides de toute nature)²⁹. On estime généralement qu'une fraction de 20 à 30 % de la SAU en végétation semi-naturelle est satisfaisante pour accueillir une diversité d'espèces à l'échelle d'un paysage (Le Roux *et al.*, 2008). Ce pourcentage de VSN n'est pas universel pour expliquer une richesse en biodiversité et les plantes messicoles³⁰, par exemple, se développent dans les espaces cultivés – à condition qu'il y ait peu de fertilisants et pas d'herbicides. Mais considérer la VSN comme la matrice d'une richesse biologique constitue l'approche la plus robuste en matière de biodiversité.

Un système alimentaire agroécologique devra donc permettre d'accroître la part de végétation semi naturelle dans le paysage agricole. Si le cœur « surfacique » de cette végétation semi-naturelle est constitué des prairies et parcours extensifs (cf. § qui suit), à ces surfaces se combinent des infrastructures agroécologiques (IAE) linéaires ou ponctuelles qui renforcent certaines fonctions

29. Outre les pesticides utilisés dans les cultures, on peut citer ici les vermifuges qui, quand ils se retrouvent dans les déjections animales, peuvent fortement perturber les auxiliaires du sol et avoir ainsi des impacts systémiques.

30. On désigne par messicoles ces plantes annuelles à germination préférentiellement automnale ou hivernale qu'on retrouve dans les champs de céréales après les moissons : bluets, coquelicots,...

écologiques d'abri ou de nourrissage des espèces. Les statistiques disponibles estiment que ces infrastructures représentent en 2010 5 % de la SAU (voir section 2.3).

Nous posons l'hypothèse qu'un accroissement de cette part des IAE à 10 % de la SAU en 2050 est cohérent pour contribuer à un niveau élevé de diversité biologique. Dans un degré de détail que nous ne traitons pas dans ce document, on soulignera que les haies et les arbres ne sont pas une réponse universelle en matière de biodiversité ; certaines espèces d'oiseaux ont besoin d'espaces ouverts. La biodiversité implique une diversité de paysages et de combinaisons d'IAE.

Maintenir les prairies permanentes extensives

Toutes les formes de VSN jouent un rôle pour permettre le développement d'un système agroécologique. La prairie naturelle³¹ tient cependant une place particulière à plusieurs égards. Elle est en premier lieu la principale forme surfacique de VSN (34 % de la SAU européenne contre 5 % pour les autres IAE) ; de nombreuses autres formes de VSN lui sont également associées plus ou moins directement : les haies, les zones humides, les arbres. Si des formes de biodiversité associées à l'agriculture peuvent être développées de manière indépendante de la prairie naturelle (par exemple, *via* une agroforesterie en espace cultivé sans intrants et à parcellaire complexe), celles-ci ne pourront pas se substituer, en richesse, à celles qui se sont construites au cours des siècles passés dans les espaces prairiaux.

En effet, et c'est le deuxième point, les prairies extensives jouent un rôle déterminant pour la biodiversité européenne. Si leur existence dépend aujourd'hui des pratiques pastorales, donc de l'homme, elles se sont constituées comme habitat naturel sous l'effet des méga-herbivores et des feux naturels depuis plusieurs millions d'années (Pärtel *et al.*, 2005). Elles abritent ainsi une diversité spécifique remarquable (79 espèces de plantes vasculaires sur 1 m² ont ainsi été recensés dans certaines zones d'Europe centrale) ; un peu plus du quart des habitats d'importance communautaire au titre de la réglementation européenne sont ainsi associés aux écosystèmes prairiaux, dont une majorité se trouve aujourd'hui en mauvais état de conservation du fait de mauvaises pratiques pastorales (Halada *et al.*, 2011).

31. Dans cette section, c'est à une définition « large » des prairies – des herbacées aux ligneux – que nous nous référons. Elles ont en commun d'être des espaces ouverts valorisés par des herbivores. Par extension, on pourra y inclure les bois clairs pâturés. Cf. Encadré 3 pour plus de détails.

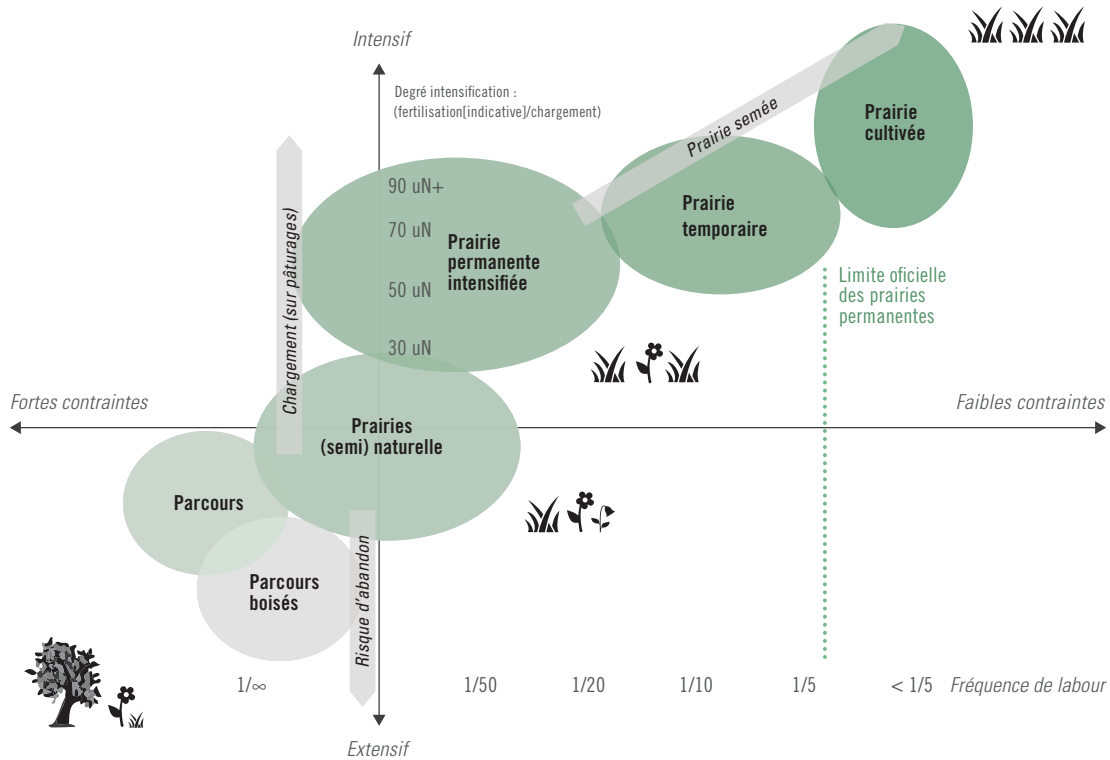
Un troisième aspect fait de la prairie une composante clé de TYFA : son rôle dans la gestion de la fertilité. Dans une prairie permanente menée de manière extensive, la part des légumineuses se stabilise entre 25 et 40 %, permettant de fixer l'azote atmosphérique qui peut varier de 150 à 250 kg/ha/an pour les prairies naturelles où la fixation symbiotique s'exprime pleinement (Vertès *et al.*, 2010). L'élevage de ruminants sur ces prairies permet alors un transfert de fertilité des prairies vers le reste de la sole cultivée, autorisant une entrée nette d'azote³² dans le système. La part de l'azote entrant dans le système de production végétale par ce biais joue ainsi un rôle déterminant dans le scénario TYFA, et sera décrite de manière fine dans la section 4.3.

L'importance accordée aux prairies ne se comprend ainsi dans TYFA que dans son association à l'élevage extensif des ruminants (en majorité bovin). Elle a de ce fait des répercussions directes sur les hypothèses du scénario en matière de systèmes d'élevage (voir section 3.4) et, par suite, de régimes alimentaires, et ce à deux égards (voir section 3.6). Sur un plan quantitatif d'une part, puisque la conservation des prairies suppose de maintenir un troupeau bovin suffisant pour les conserver ouvertes – et donc une consommation suffisante de la production bovine associée (lait et viande). Sur un plan qualitatif d'autre part, dans la mesure où la teneur en Ω 3 du lait et de la viande des ruminants est plus que doublée par une alimentation à l'herbe par rapport au maïs ensilage (Couvreur *et al.*, 2006). Les bénéfices en matière de santé sont importants – en matière cardiovasculaire notamment (Gebauer *et al.*, 2006) –, dans un contexte où la consommation des Européens est *en moyenne* inférieure de plus de moitié aux recommandations en vigueur.

Le maintien des prairies peut enfin être discuté au regard de leur contribution potentielle au stockage de carbone dans leurs sols – de l'ordre de 0,7 t C/ha/an (Soussana & Lemaire, 2014) – bien qu'il s'agisse là d'un sujet particulièrement sensible. Dans un contexte où le changement climatique s'impose comme l'enjeu environnemental principal, la majorité des scénarios existants tendent à mettre en regard ces possibilités de séquestration

32. Les sorties totales d'azote des animaux qui valorisent ces prairies permanentes peuvent être estimées entre 65 kg (génisses) à 170 kg (vaches laitières productives) (Peyraud *et al.*, 2012) sans compter les restitutions. Nous faisons l'hypothèse à ce stade que les prairies sont également en mesure de jouer un rôle dans la mobilisation de sources alternatives de phosphore, *via* l'enracinement profond dans la roche mère. Cette hypothèse – et son importance pour le maintien de la fertilité de l'ensemble du système – demandera à être testée au cours des développements futurs du modèle et du scénario.

Figure 13. La diversité des formes de prairie en contexte tempéré



Source : adapté de Poux et al (2010).

– par ailleurs limitée dans le temps et hautement réversible – avec les émissions associées au maintien d’un cheptel bovin important. La conclusion qui en découle de manière quasi systématique est qu’il est bien plus intéressant, du seul point de vue des émissions, de réduire drastiquement le cheptel bovin, d’intensifier ce qui reste pour la production de lait, et de substituer ce qui peut l’être pour la production de viande par des monogastriques, considérés comme plus efficaces³³ (Westhoek *et al.*, 2014 ; Garnett *et al.*, 2017 ; Röös *et al.*, 2017). Une telle approche entraîne *de facto* une réduction de la surface des prairies permanentes, qui sont soit retournées pour être cultivées, soit boisées pour stocker du carbone. Dans un cas comme dans l’autre, la perte de biodiversité associée est très importante – y compris dans le cas du boisement, dont la biodiversité sera beaucoup plus faible,

d’autant plus si ces boisements ont également une vocation énergétique. La possibilité de faire entrer de l’azote dans le système par transfert de fertilité vers l’espace cultivé disparaît, et la disponibilité en Ω_3 dans les produits alimentaires diminue elle aussi. Au total, l’approche « climato-centrée » des relations agriculture-environnement – et en particulier des prairies et de l’élevage bovin – qui tend à s’imposer se révèle peu à même de considérer ces différentes dimensions. *A contrario*, les hypothèses de TYFA sont d’emblée multifonctionnelles et placent au même niveau de priorité et d’ambition conservation de la biodiversité, lutte contre le changement climatique et enjeux nutritionnels.

Encadré 3. Les différents types de prairies et de VSN « surfacique » et leur contribution à la biodiversité

La notion de prairie est plus floue qu’il n’y paraît. En écologie, il s’agit d’un milieu ouvert dominé par les herbacées. Mais la définition statistique des prairies de la PAC comprend des parcours et des espaces qui peuvent être riches en ligneux, avec une série de débats et de dispositifs pour la prise en compte ou non de ces espaces dans la surface agricole, le principe étant la réalité de leur usage à des fins de pâturage. Dans la discussion sous l’angle de la biodiversité, la richesse spécifique d’une prairie – à dominante herbacée ou non

33. Il faut globalement trois fois moins de protéines végétales pour produire une même quantité de protéines avec des monogastriques qu’avec des ruminants. Les émissions de GES rapporté au kg de produits animaux est par ailleurs deux à trois fois moins importante (au moins en apparence – nous y reviendrons) pour les monogastriques que pour les ruminants, notamment du fait des émissions de méthane due à la fermentation entérique chez ces derniers (Bellarby *et al.*, 2013).

– renvoie à deux critères clés : la fréquence de retournement (ce critère étant le seul au titre de la PAC par exemple) et l'intensité de gestion (non prise en compte dans la PAC et les études statistiques). Des prairies retournées régulièrement s'apparentent à des cultures d'herbe et doivent être fertilisées si la part de légumineuses est trop faible. Elles ne présentent que peu d'intérêt pour la biodiversité (même avec des légumineuses quand le nombre d'espèces est limité). *A contrario*, des prairies/parcours de longue durée et non fertilisés et a fortiori non traités s'apparentent à des milieux semi-naturels et seront riches en biodiversité. Certaines prairies permanentes, quand elles sont fertilisées et/ou sursemées, perdent aussi en richesse spécifique. Entre ces pôles, tout un gradient de pratiques existent qui vont des prairies temporaires (au sens statistique : avec une fréquence de retournement de moins de 5 ans) à des prairies temporaires « de longue durée » (retournées tous les 8/10 ans). Le schéma suivant propose une typologie des différents types de « prairies » (et parcours plus ou moins ligneux).

3.4. La production animale : une reconception liée à l'extensification végétale

3.4.1. Limiter la compétition *feed/food* en réduisant le cheptel

Les hypothèses de baisse des rendements associées au passage à l'agriculture biologique entraînent dans TYFA une réduction globale de la production végétale et, par conséquent, animale. Pouvoir nourrir convenablement les Européens tout en maintenant une part de surplus potentiellement exportable suppose donc de retrouver des marges de manœuvre en repensant les relations entre agriculture et alimentation. Dans un contexte où près de 60 % des céréales et 70 % des oléagineux disponibles en Europe sont utilisés pour nourrir des animaux, l'une des marges de manœuvre principales utilisée dans TYFA consiste à limiter la compétition entre alimentation animale et alimentation humaine. Dans cette perspective, les ruminants présentent un intérêt fort par rapport aux monogastriques. TYFA repose ainsi du point de vue de l'élevage sur une double approche :

- la désintensification des élevages ruminants permet de limiter le recours aux concentrés (céréales et protéagineux) tout en maintenant les prairies et en produisant des produits riches en Ω_3 aux intérêts nutritionnels reconnus. Cette désintensification conduit à une baisse du nombre d'animaux ;
- le cheptel de monogastriques (porc et volailles) se trouve réduit et la productivité par animale diminuée, afin de limiter au maximum la compétition *feed/food*. Les monogastriques jouent dans cette perspective le rôle de « variable d'ajustement » : la taille du cheptel est fixée dans

notre modèle par la quantité d'alimentation qui reste disponible pour eux en fonction des autres hypothèses faites sur d'autres compartiments du modèle.

Tableau 6. Références bibliographiques techniques utilisées pour le paramétrage des ateliers d'élevage

Atelier	Références systèmes	Références générales (typologies statistiques)
Bovins laits	(Barataud <i>et al.</i> , 2015) 2015 (Coquil <i>et al.</i> , 2014) (Réseaux d'élevage <i>et al.</i> , 2005)	(CEAS & EFNCP, 2000) (Solagro <i>et al.</i> , 2016) (Devun & Guinot, 2012) (Pflimlin <i>et al.</i> , 2006)
Bovin viande	(Chambres d'agriculture <i>et al.</i> , 2014)	(Pflimlin, 2013)
Ovins	(Tchakérian & Bataille, 2014)	(Poux <i>et al.</i> , 2006)2006
Porcins	(Jurjanz & Roinsard, 2014) (Calvar)	Non mobilisées pour les granivores
Volailles	(Bordeaux, 2015)	
Poules pondeuses	(Bouvarel <i>et al.</i> , 2013)	

Source : auteurs

Le Tableau 6 indique les références mobilisées pour caractériser les différents ateliers animaux. Deux types de sources ont été distingués :

1. des descriptions fonctionnelles de systèmes de production individualisés, engagés en agriculture biologique et/ou en élevage extensif (première colonne). Ces descriptions permettent d'appréhender une conduite de troupeau (et donc une structure par classes d'âge) et des besoins alimentaires associés ;

2. des statistiques et études typologiques européennes (deuxième colonne) pour vérifier des ordres de grandeur en matière d'alimentation, d'utilisation de l'espace et de chargement, pour les ateliers d'herbivores (pour resituer les systèmes de productions de référence dans un échantillon statistique plus large). Pour les granivores, on considère que le lien à l'espace est plus indirect et se fait au travers d'une alimentation type et qui plus est relativement généralisable.

Les systèmes d'élevage résultant de cette approche et de ces références sont présentés plus en détail dans les paragraphes qui suivent.

4.4.2. Des ruminants pour valoriser les prairies et favoriser la biodiversité

Différents systèmes herbivores sont envisagés dans TYFA. Ils ont tous en commun de maximiser la valorisation des prairies extensives selon une logique de non concurrence entre alimentation animale et alimentation humaine. L'efficacité de

ces systèmes est faible sur un plan purement énergétique (conversion de l'énergie solaire en biomasse végétale puis animale), mais elle devient élevée si on considère qu'ils valorisent ce que l'homme ne peut pas manger. L'orientation herbagère extensive implique une évolution des races et des critères de performance. La productivité physique (quantité de viande ou de lait par animal) devient secondaire, au profit de critères comme la rusticité, la capacité à valoriser des ressources fourragères plus riches en ligneux et plus étalées dans le temps. La conduite du troupeau peut impliquer dans certains cas un apprentissage des animaux qui pâturent pour valoriser des écosystèmes semi-naturels. Dans le détail, plusieurs systèmes sont mobilisés.

Le lait et la co-production de viande

Le cœur de la production animale européenne demeure la production laitière, qui mobilise le plus de surface si l'on compte la co-production de viande induite par le lait. Deux ateliers laitiers types sont modélisés et paramétrés dans TYFAM (en s'appuyant sur CEAS & EFNCP, 2000 ; Pflimlin *et al.*, 2006 ; Devun & Guinot, 2012 ; Pflimlin, 2013) :

- un atelier herbager, dans lequel la majeure partie des ressources fourragères provient des prairies permanentes, avec un niveau de productivité par vache moyen de 5 000 kg de lait/an. Ce type d'atelier correspond typiquement aux zones de moyenne et haute montagne et a un chargement de 0,9 UGB/ha³⁴ ;
- un atelier mixte, où la prairie permanente se combine à d'autres ressources fourragères : prairies temporaires, céréales et légumineuses (luzerne, trèfle). Le niveau de production est en moyenne de 7 000 kg de lait/an. Dans TYFA, cet atelier peut être développé dans l'ensemble des conditions agronomiques suffisamment humides d'Europe, avec des niveaux de production qui pourront varier en fonction du potentiel. Le chargement moyen est de 1,1 UGB/ha (Coquil *et al.*, 2014 ; Solagro *et al.*, 2016).

Par rapport aux systèmes laitiers actuels, les ateliers laitiers de TYFA reflètent l'orientation herbagère extensive et se caractérisent dans la conduite et la structure du troupeau :

- par une durée de vie plus longue des animaux – entre 9 (mixte) et 11 ans (herbager) – et un âge de première lactation repoussé à 3 ans (contre 2 ans dans les systèmes plus intensifs actuels) ;
- une conséquence directe de cette extensification

dans la conduite est la baisse du taux de renouvellement (qui passe à 12,5 % ou 17 % selon la conduite), avec des génisses de renouvellement qui vèlent à 3 ans ;

- une seconde conséquence est la part relative plus élevée des animaux de boucherie, génisses non destinées au renouvellement et l'ensemble des mâles.

Ces animaux destinés à la boucherie constituent le troisième atelier associé à la production laitière. Là encore, la logique est de maximiser la valorisation de l'herbe dans la production de viande. La modélisation de cet atelier est donc inspirée des systèmes de finition très herbagers du Cantal (Chambres d'agriculture *et al.*, 2014), dont on reprend les caractéristiques suivantes :

- des races mixtes, possédant une aptitude en production laitière comme en production de viande ;
- une conduite essentiellement à l'herbe – avec une part réduite en maïs et en foin de prairie temporaire – qui rallonge le cycle de production à 34 mois. Le chargement est de 1 UGB/ha.

Deux logiques se combinent concernant la gestion des troupeaux dans le temps et l'espace pour les trois ateliers : une logique qui maximise le temps d'étable pour récupérer le maximum d'azote maîtrisable ; une logique qui valorise le pastoralisme (qui peut aussi passer par un regroupement des animaux la nuit et le matin). Les hypothèses sur les temps de séjour respectifs en bâtiments et en plein air sont indiquées dans le Tableau 14 (section 4.3). Ces temps constituent un paramètre important pour la gestion de l'azote (Barataud *et al.*, 2015) 2015.

Précisons que pour des raisons de simplification du modèle, nous avons assimilé la logique de production laitière ovine et caprine à celle à l'œuvre dans le secteur bovin. En particulier, la logique de relative intensification – besoin en compléments pour produire du lait – se retrouve dans les trois espèces. À l'échelle à laquelle nous travaillons, nous faisons l'hypothèse que cette simplification ne remet pas en cause le raisonnement.

Les autres ateliers de ruminants viande

Les hypothèses de consommation et d'export de lait (que nous présentons dans la section 3.6), combinées à celles sur la conduite des ateliers que nous venons d'exposer, correspondent à une utilisation de 60 % des surfaces en prairies permanentes de 2010 et à une production de viande issue du troupeau laitier de 23 g/j/habitant à comparer aux 173 g/j/habitant (toutes espèces confondues) en 2010. Il y a donc une marge pour produire de la

34. Les chargements sont estimés sur la base d'un besoin en fourrage exprimé en T MS/animal divisé par des hypothèses de productivité des prairies (4,5 T MS en 2050 contre 5 T MS en 2010).

viande sur des prairies, afin de conserver l'enveloppe en 2050. Deux ateliers sont envisagés dans cette perspective :

- un atelier bovin viande, dont la logique d'ensemble est similaire à celle associée au lait (finition à 34 mois permettant de valoriser au mieux l'herbe), avec un chargement moyen de 0,9-1 UGB/ha ;
- un atelier ovin, qui correspond à une logique pastorale extensive, avec un chargement moyen de 0,4 UGB/ha (Poux *et al.*, 2006)2006.

3.4.3. Les monogastriques comme « variables d'ajustement »

Le niveau de développement des monogastriques – porcs et volailles – peut se comprendre « en creux » par rapport à une valorisation de la SAU qui met en première priorité la production végétale directement consommée par l'homme d'une part et en seconde priorité la production herbagère – avec co-consommation de concentrés *a minima*. La production de monogastriques est donc de rang trois dans la logique de construction du modèle, d'autant qu'elle ne permet pas de faire entrer de l'azote dans l'écosystème cultivé : les monogastriques transfèrent de l'azote issu de la fixation symbiotique des légumineuses sur la sole cultivée vers d'autres cultures de cette même sole. En produisant tout de même des aliments au passage !

Les trois ateliers de monogastriques – porcs, volailles chair, poules pondeuses – sont décrits de manière moins détaillée du point de vue technique et de la conduite des systèmes que les systèmes d'herbivores. Ce que l'on cherche à caractériser ici est le métabolisme de ces ateliers : ce qu'ils produisent en quantité de viande (carcasse et net) ou d'œufs, ce qu'ils consomment comme type d'aliments – en distinguant les aliments énergétiques et ceux apportant les protéines, et ce qu'ils produisent comme azote. L'unité d'analyse est la femelle reproductrice à laquelle on attribue une suite (nombre de porcelets, poussins et poulets...) produisant une quantité de produits et consommant une quantité d'aliments. Les performances techniques (prolificité, poids, etc.) sont celles constatées dans des systèmes en agriculture biologique bretons³⁵.

Concernant l'alimentation, le modèle est calé sur des rations réelles de systèmes biologiques valorisant des productions européennes

(céréales, et surtout protéines : pois, voire luzerne au lieu de soja) (Bouvarel *et al.*, 2013 ; Jurjanz & Roinsard, 2014 ; Bordeaux, 2015 ; Calvar, 2015). Les rations tiennent compte des différents types d'aliments selon les âges et cycles de production et valorisent les tourteaux co-produits par les filières d'oléo-protéagineux à destination humaine. Concernant l'azote, on fait l'hypothèse que l'intégralité de l'azote produit dans ces systèmes est maîtrisable.

Le cœur des ateliers monogastriques modélisés correspond à des ateliers conduits selon une logique de production d'aliments à la ferme ou *via* des filières. Cette approche est plus compatible avec une démarche de modélisation sur des rations bien cadrées et établies. Mais elle laisse de côté d'autres modes d'alimentation de ces animaux dont le caractère omnivore permet de s'adapter à une grande variété de ressources. En sus de la valorisation de parcours dont l'impact quantitatif est sans doute marginal à l'échelle de l'Europe, il existe des marges de manœuvre potentiellement très significatives dans une approche d'économie circulaire. Le calage des besoins alimentaires sur des rations standard laisse la majorité de l'azote contenu dans les tourteaux de tous ordres (colza, tournesol, soja, olives,...) inutilisée³⁶, sans compter la valorisation du petit lait. L'énergie serait alors le facteur limitant pour élever d'autres granivores, mais dans ce domaine il y a de nombreux gisements allant de la pulpe de betterave à toute une diversité de co-produits issus des filières alimentaires et de recyclage de « déchets » alimentaires humains.

Estimer ce gisement est un domaine de recherche en soi qui dépasse le cadre de l'étude, dans son état d'avancement. Un développement très significatif de cet élevage granivore « recycleur » serait une variante intéressante à envisager, non pas tant pour augmenter la consommation de protéines animales par les humains – qui n'est pas l'enjeu alimentaire prioritaire – , mais pour relâcher la pression sur les terres agricoles et contribuer aux transferts d'azote (voir par exemple EC, 2018). Au total, on a pris comme hypothèse indicative une production « supplémentaire » de monogastrique permise par l'usage de ces co-produits correspondant à 1/6 de la production totale. Cette valeur résulte d'hypothèses sur l'azote disponible dans les tourteaux d'une part (mais ce n'est pas le facteur limitant), mais renvoie surtout au fait que les

35. Cette hypothèse peut paraître forte, mais elle correspond à l'idée que d'ici 2050 une technicité des agriculteurs comparable à celle qu'on observe dans ce type de système agraire sera observable sur toute l'Europe. Précisons qu'il ne s'agit pas d'exporter le « modèle [industriel] breton » actuel mais de généraliser une forme d'accompagnement technique en agriculture biologique.

36. Un calcul rapide sur la base des tourteaux disponibles/consommés dans la modélisation indique que seulement 15 % de l'azote disponible est nécessaire à la production de granivores de TYFA en 2050, du fait de la forte réduction du cheptel.

besoins en protéines animales pour l'alimentation humaine sont largement couverts par les productions de ruminants.

3.5. Une réduction des usages industriels et énergétiques

La bioéconomie est considérée comme une composante importante de la transition vers une société bas-carbone. Son développement doit permettre de substituer le carbone fossile issu du pétrole et du charbon par du carbone renouvelable issu de la biomasse, tant pour la production énergétique que de matériaux (bioplastiques, textiles, construction). Dans cette perspective, une part de la production agricole doit être progressivement orientée (ou ré-orientée) vers des unités industrielles (les bioraffineries ou les méthaniseurs) permettant leur transformation. Outre son intérêt climatique – parce qu'elle permet de limiter le recours aux fossiles –, la bioéconomie est souvent présentée comme une réponse aux enjeux de re-diversification de systèmes agricoles qui se sont simplifiés à l'extrême : elle offrirait en effet des perspectives de valorisation nouvelle à des cultures qui avaient été abandonnées ou peu présentes dans certains bassins de production (lin, chanvre, autres protéagineux). Le développement de ces nouvelles filières peut également devenir une source de nouveaux emplois en milieu rural et apparaît ainsi comme une réponse potentielle aux enjeux actuels de nombreux espaces ruraux européens (voir Colona & Valceschini, 2017). Si jusqu'à présent la production d'énergie comme de matériaux à partir de biomasse était pour l'essentiel en compétition directe avec l'alimentation humaine (hormis en ce qui concerne les produits forestiers), l'émergence des raffineries de deuxième et troisième générations fonctionnant à partir de résidus de culture (pailles, etc) et de micro-algues est censé apporter des réponses à cet enjeu à court ou moyen terme.

Ces différentes qualités, et la perspective d'un découplage avec la production alimentaire, font ainsi de la bioéconomie agricole – et plus spécifiquement son volet énergétique – une composante importante de nombreux scénarios prospectifs dans le domaine. En dépit de ces promesses, TYFA aborde la bioéconomie dans une perspective critique. Le scénario fait ainsi l'hypothèse d'une réduction à 0 de la part de biomasse utilisée à des fins énergétiques (gaz naturel par méthanisation tout comme agrocarburants) et d'un maintien des cultures industrielles (lin, chanvre, etc.) au même niveau que 2010. Ce choix d'hypothèses se justifie selon nous au regard des effets d'échelle liés au développement des outils industriels de

la bioéconomie en agriculture³⁷. L'expérience des deux dernières décennies en la matière – concernant en particulier les agrocarburants en France (Schott *et al.*, 2010) et la méthanisation en Allemagne (Emmann *et al.*, 2013)²⁰¹³ – nous enseigne en effet que le développement de ces installations a eu pour corollaire une simplification des systèmes de culture dans leur bassin d'approvisionnement, là où une logique agroécologique nécessite au contraire d'aller vers leur rediversification. L'investissement que représentent ces outils fait en effet reposer leur rentabilité sur une taille critique en deçà de laquelle les coûts d'investissements ne peuvent plus être couverts par les bénéfices opérationnels, et donc sur la nécessité de sécuriser leur approvisionnement en matière première dans un périmètre limité. Si le développement de bioraffineries à petites échelles (Bruins & Sanders, 2012) ou de méthaniseurs collectifs territoriaux (ADEME, 2010 ; Couturier, 2014) a été proposé comme réponse possible à ces questions, faire l'hypothèse de leur généralisation contre une logique d'économie d'échelle nous semble difficile.

La possibilité de recourir à la méthanisation dans le cadre du scénario TYFA s'est posée de manière critique au moment d'en évaluer les émissions de GES (voir section 4.4). En effet, un méthaniseur est en capacité de « digérer » tout type de biomasse pour produire à partir d'elle du biogaz et de l'azote réactif, utilisable de manière équivalente à de l'azote minéral. De ce point de vue, un méthaniseur peut être considéré comme un substitut efficace à un troupeau de bovins : il permet simultanément de valoriser des prairies (en méthanisant l'herbe qu'elles produisent), donc de la biodiversité, et d'assurer un transfert de fertilité du *saltus* vers la sole cultivée, le tout en réduisant drastiquement les émissions de GES puisque les méthaniseurs ne produisent pas de méthane par fermentation entérique (Couturier, 2014). À ce stade de développement du scénario, le choix a néanmoins été fait dans un premier temps de ne pas recourir à la méthanisation pour deux raisons principales : la logique économique évoquée ci-dessus et le fait que l'azote issu du procédé est sous forme minérale, et donc avec les mêmes impacts que celui obtenu par synthèse. Cette approche de la méthanisation constitue un point de discussion crucial dans TYFA³⁸.

37. La problématique est différente pour la méthanisation des déchets urbains.

38. En revanche une autre filière d'économie circulaire se retrouve par contre présente dans TYFA, qui consiste en la valorisation des flux organiques pour l'alimentation animale (valorisation des « déchets » urbains) et pour la gestion des flux de nutriments (azote et phosphore). Nous y revenons en partie 4.3.

3.6. Une alimentation durable pour un système agroécologique

Pour être cohérente, la définition d'un régime alimentaire durable doit tenir compte de l'ensemble des dimensions abordées par la définition proposée par la FAO :

« Les régimes alimentaires durables sont des régimes alimentaires ayant de faibles conséquences sur l'environnement, qui contribuent à la sécurité alimentaire et nutritionnelle ainsi qu'à une vie saine pour les générations actuelles et futures. Les régimes alimentaires durables contribuent à protéger et à respecter la biodiversité et les écosystèmes, sont culturellement acceptables, économiquement équitables et accessibles, abordables, nutritionnellement sûrs et sains, et permettent d'optimiser les ressources naturelles et humaines. » (FAO, *Biodiversité et régimes alimentaires durables*, 2010)

Quatre dimensions sont généralement considérées : nutritionnelle, culturelle, économique et environnementale (adapté de Johnston *et al.*, 2014). Jusqu'à récemment, les recommandations alimentaires étaient faites au niveau national en couplant les questions nutritionnelles et culturelles, et une attention relativement moindre a été portée aux deux autres aspects. Suivant les recommandations de l'EFSA (2010), ces préconisations reposent sur le croisement entre, d'une part, le besoin de couvrir les besoins nutritionnels tout en évitant les risques et en maximisant les bénéfices associés à la consommation de certains groupes d'aliments et, d'autre part, la nécessité de ne pas trop s'écarter des pratiques alimentaires en vigueur afin de rendre les préconisations adoptables par les populations.

Depuis une dizaine d'années, différents travaux ont cherché à tenir ensemble trois ou quatre des

dimensions d'une alimentation durable (nutritionnelle, culturelle, environnementale et économique) pour proposer des régimes alimentaires à des échelles nationales ou européennes. Ils aboutissent à des gammes de propositions assez larges, comme l'indique le Tableau 7 présentant les valeurs de consommation quotidienne proposées dans ces travaux pour différents groupes d'aliments.

Dans cette première version du scénario TYFA, basée principalement sur des considérations agroenvironnementales, les aspects économiques n'ont pas été pris en compte et les aspects culturels ont été raisonnés à l'échelle européenne, sans tenir compte des spécificités infra régionales/nationales. La définition d'un régime alimentaire durable et « moyen » pour l'ensemble de l'Europe, en phase avec les principes agroécologiques présentés plus haut, s'est appuyée sur la combinaison de trois dimensions : des repères nutritionnels de base (tels que présentés dans la section 2.2) ; un écart aux pratiques alimentaires existantes (comme proxy de la dimension culturelle) ; et les enjeux environnementaux (biodiversité, usage des terres et changement climatique). Le résultat est donné dans le Tableau 8.

À l'instar d'autres composantes de TYFA, ce régime alimentaire 2050 se révèle compatible avec les critères retenus en matière nutritionnelle, sans pour autant prétendre que ce soit la seule envisageable, voire défendable.

D'un point de vue culturel, le régime a été construit en repartant de la matrice alimentaire « moyenne » reconstruite pour 2010 (Figure 14) ; s'il implique bien certains changements, en particulier sur les protéines (baisse des protéines animales et hausse des protéines végétales), le sucre – en nette diminution – ou encore les fruits et légumes, dont la part augmente fortement, ces évolutions sont comparables, en ampleur, à celles qui ont eu lieu entre 1962 et 1990 sur les viandes ou les huiles végétales (cf. 2.2).

Tableau 7. Hypothèses de consommation pour quelques groupes d'aliments dans plusieurs études similaires à TYFA (niveau européen ou national)

Catégorie d'aliment	Gamme de recommandation g/personne/jour	Travaux mobilisés
Céréales	240-380	(Westhoek <i>et al.</i> , 2014 ; WWF & Friends of the Earth Europe, 2014 ; WWF, 2017)
Légumineuses	4-90	(Mithril <i>et al.</i> , 2012 ; van Dooren <i>et al.</i> , 2014 ; Westhoek <i>et al.</i> , 2014)
Viandes (blanches et rouges confondus)	30-150	(van Dooren <i>et al.</i> , 2014 ; Westhoek <i>et al.</i> , 2014 ; WWF & Friends of the Earth Europe, 2014 ; ANSES, 2016b ; Solagro <i>et al.</i> , 2016 ; WWF UK, 2017)
Lait et produits laitiers	300-450	(Mithril <i>et al.</i> , 2012 ; van Dooren <i>et al.</i> , 2014 ; ANSES, 2016b)
Œufs	11-29	(Mithril <i>et al.</i> , 2012 ; van Dooren <i>et al.</i> , 2014 ; Westhoek <i>et al.</i> , 2014 ; WWF & Friends of the Earth Europe, 2014 ; Solagro <i>et al.</i> , 2016)
Légumes	200-300	(van Dooren <i>et al.</i> , 2014 ; WWF & Friends of the Earth Europe, 2014)
Fruits	200-277	(Mithril <i>et al.</i> , 2012 ; van Dooren <i>et al.</i> , 2014 ; WWF & Friends of the Earth Europe, 2014)
Pommes de terre	25-350	(Mithril <i>et al.</i> , 2012 ; van Dooren <i>et al.</i> , 2014 ; WWF & Friends of the Earth Europe, 2014)

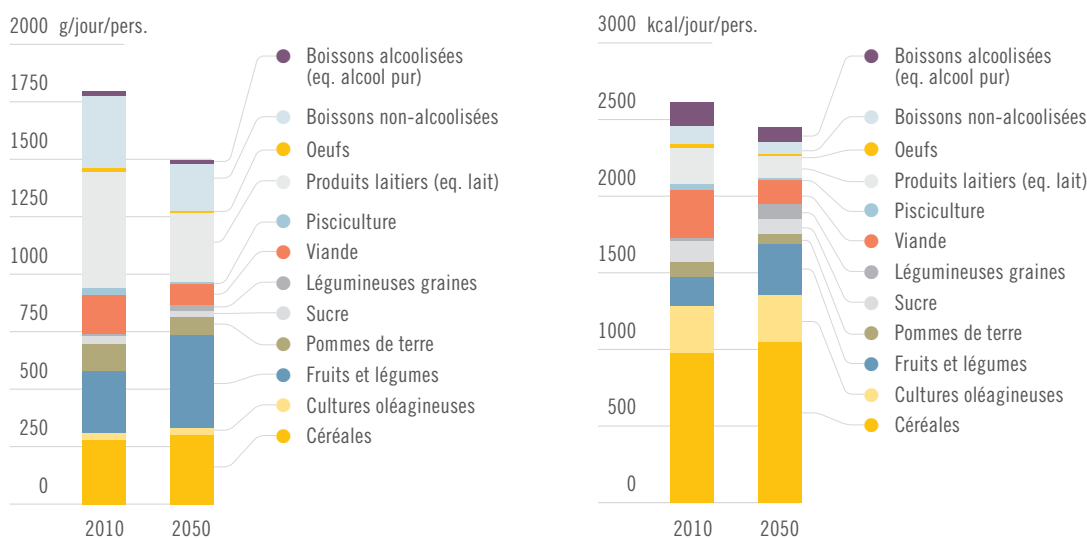
Sources : compilation de différents travaux, cités dans le Tableau

Tableau 8. Le régime alimentaire proposé dans TYFA

Consommation et apport	total	énergétique	protéique	glucidique	lipidique	en sucre	En fibre
	g/jour	Kcal	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour
Céréales	300	1 047	32	197	9	6	21
Oléagineux	34	306	0	0	34	0	0
Fruits et légumes	400	331	11	23	18	19	11
Pomme de terre	80	65	2	13	0	1	1
Sucre	23	92	0	23	0	23	0
Légumineuses	30	100	8	15	0	0	2
Viande	92	165	17	0	17	0	0
Poisson issu de la pêche	10	16	2	0	1	0	0
Produits laitiers	300	137	4	0	0	0	0
Œufs	10	14	1	0	0	0	0
Boissons sucrés	204	79	1	16	0	16	1
Boissons alcoolisées	14	101	0	20	0	20	0
Total avec boisson		2 265	82	286	82	64	36
Total sans boisson		2 445	83	323	82	100	37

Source : TYFAm

Figure 14. Les hypothèses de régime alimentaire dans TYFA et comparaison avec le régime alimentaire 2010



Source : TYFAm pour 2050 et (EFSA, 2017a) pour 2010.

Enfin, sur le plan environnemental, trois critères ont été pris en compte : l’usage des terres, le besoin de faire rentrer de l’azote symbiotique, le besoin de maintenir les prairies pour conserver la biodiversité. Ces trois critères nous ont conduit à (i) donner une part prépondérante aux légumineuses pour maximiser simultanément la fourniture d’azote aux cultures et les apports protéiques dans l’alimentation ; (ii) minimiser la part des monogastriques dans la consommation de viande, l’alimentation de ces derniers à base de céréales se trouvant en compétition directe avec l’alimentation humaine ; (iii) maintenir une consommation de produits d’origine bovine (lait et viande)

suffisante pour valoriser la plus grande part possible des prairies permanentes. À cet égard, les hypothèses de régime alimentaire de TYFA se distinguent de celles généralement adoptées dans des exercices similaires : la part de la viande rouge y est prédominante par rapport aux viandes blanches, seule manière de conserver les prairies permanentes sans les méthanser (Tableau 9).

Le passage de ce régime alimentaire moyen à la demande en produits bruts à 2050 dépend de trois paramètres. Le premier est l’accroissement démographique, pour lequel nous avons retenu l’hypothèse Eurostat d’une population de 528 millions d’habitants en 2050. Viennent ensuite le

Tableau 9. Détail de la composition de la consommation des viandes, comparaison 2010-2050

En g/day	2010	2050 / TYFA	Δ 2050/2010
Viande bovine	32	31	-3 %
Viande porcine	88	36	-60 %
Viande de volaille	58	20	-66 %
Viande ovine / caprine	5	5	=

Source : auteurs

Tableau 10. Positionnement du régime alimentaire TYFA par rapport à 2010 et aux principaux repères nutritionnels retenus

Repères	2010	2050 / TYFA	écart 2010-TYFA	
Prise calorique totale (kcal/jour)	2 300	2 606	2 445	- 6 %
Protéines (g/jour)	50	100	83	- 17 %
<i>dont : limite sup. de protéines d'origine animale (g/jour)</i>	35	58	29	- 50 %
<i>dont : limite sup. pour les viandes hors volailles (g/jour de viande)</i>	70	120	67	- 44 %
Glucides (kcal/jour)	950-1 400	1 350	1340	=
<i>dont : limite sup. en sucres (g/jour)</i>	100	360	100	- 72 %
Lipides (kcal/jour)	690-920	760	760	=
<i>dont : rapport conseillé entre Ω6 / Ω3</i>	3-8	> 10	n.d.	n.d.
Fibres (g/jour) : apport satisfaisant vs apport minimum (cancer colorectal)	30-100	27	37	+ 37 %
Fruits et légumes (g/jour) : apports conseillés	400	268	400	+ 50 %






Source : auteurs, d'après TYFAM et (ANSES, 2016b ; EFSA, 2017a)

coefficients d'usage de chaque production (par exemple, 98 % d'une tonne de céréales produite sont directement utilisables pour l'alimentation, contre 15 % pour une tonne de betterave sucrière) et le taux de gaspillage. Concernant ce dernier point, nous avons retenu une hypothèse très prudente d'amélioration de 10 % : on continue de perdre 90 % de ce qu'on perd aujourd'hui. Ce choix, révisable, est justifié par l'idée de concentrer l'analyse sur les conditions agronomiques, davantage que sociétales à ce stade, de la transition vers l'agroécologie.

3.7. Résumé des hypothèses clés

La Figure 15 suivante reprend de manière synthétique l'ensemble des hypothèses clés utilisées dans le paramétrage de TYFAM pour le développement du scénario. Elles sont à considérer toute ensemble et non de manière individuelle.

Figure 15. Les hypothèses principales du scénario TYFA

- 1** Une gestion de la fertilité au niveau territorial qui passe par :
 - Arrêt des importations de soja / protéines végétales
 - Réintroduction des légumineuses dans les rotations
 - Reterritorialisation de l'élevage dans les zones de culture
- 2** Abandon des pesticides et extensification de la production végétale : l'agriculture biologique comme référence
 
- 3** Redéploiement des prairies naturelles sur l'ensemble du territoire européen et développement des infrastructures agroécologiques à hauteur de 10% de la sole cultivée
 
- 4** Extensification de l'élevage (ruminant et granivore) et limitation de la compétition feed / food, entraînant une forte baisse du cheptel de granivores et modérée de celui des herbivores
 
- 5** Adoption de régimes alimentaires moins riches et plus équilibrés suivant les recommandations nutritionnelles
 - Réduction de la consommation de produits animaux et augmentation des protéines végétales
 - Augmentation des fruits, légumes
- 6** Priorité à l'alimentation humaine (*food*), puis animale (*feed*), puis usages non alimentaires
 

Source : auteurs.

4. L'EUROPE AGROÉCOLOGIQUE EN 2050 DANS LE SCÉNARIO TYFA : RÉSULTATS ET PRINCIPAUX ENSEIGNEMENTS

Le jeu de paramètres définis dans la section précédente permet de simuler le fonctionnement d'un système alimentaire européen entièrement agroécologique. Cette quatrième et dernière section rend compte des principaux résultats de cette simulation sur quatre plans interdépendants : (i) la production agricole, l'évolution de l'alimentation et des échanges ; (ii) les changements d'usage des terres résultant du scénario ; (iii) le bilan azote et la gestion de la fertilité ; (iv) et les impacts environnementaux plus larges du scénario : émissions de GES et impacts sur la biodiversité. Une dernière sous-section analyse la sensibilité de ces simulations à des hypothèses alternatives afin de tester la robustesse du modèle et du cadrage proposé.

4.1. La production, les échanges et l'alimentation en 2050

Premier résultat majeur de TYFA, la production agricole (production végétale + production animale) sous les hypothèses exposées en section 3 permet d'une part de satisfaire la demande alimentaire des Européens à 2050, malgré une forte diminution de la production totale (-30 % en équivalent kcal, voir Figure 16 et Figure 18). Ce résultat est permis par l'adoption généralisée d'un régime alimentaire plus sobre en calories et en produits d'origines animales, donc moins demandeur en production agricole.

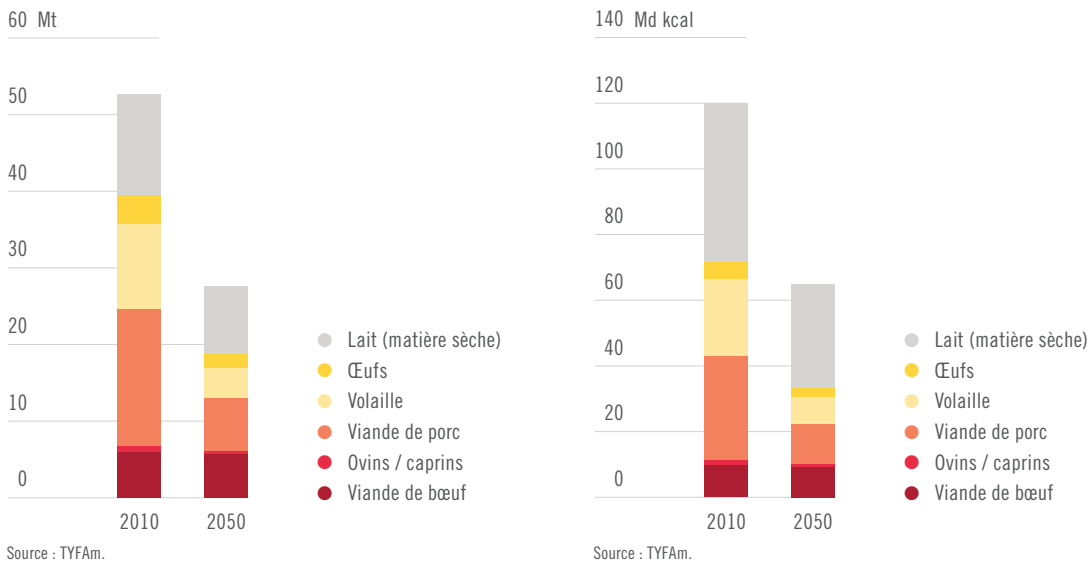
La satisfaction de ces besoins s'accompagne par ailleurs de certaines marges de manœuvre. En effet, seuls 92 % de la SAU (dont 52 millions d'ha de prairies naturelles et 10 millions d'infrastructures agroécologiques) sont nécessaires pour couvrir les besoins des européens selon le régime alimentaire proposé. Les 8 % de SAU restant (soit un peu moins de 16 millions d'ha) sont alloués en fonction de deux objectifs : le maintien des prairies permanentes, et le maintien d'une capacité d'exportation en céréales vers les pays méditerranéen.

Le quasi maintien des prairies naturelles par rapport à 2010 (58 millions d'ha dans TYFA 2050 contre 60 millions en 2010) est obtenu en augmentant le cheptel de vaches laitières. Cela permet de dégager un surplus de produits laitiers correspondant à 20 % de la production laitière pouvant être exporté, pour un double bénéfice en matière de biodiversité et de balance commerciale³⁹. Cette production laitière, plus herbagère et extensive en 2050 qu'en 2010, n'importe par ailleurs plus de soja ou autres protéines.

Le reste de la SAU non utilisé pour la couverture directe des besoins alimentaires des européens est affecté en céréales. En effet, la réduction de la production de granivores combinée à l'extensification de la production de ruminants permet de diminuer fortement la demande intérieure en céréales et donc de conserver une capacité d'exportation en céréales, le premier débouché de ces dernières étant en 2010 l'alimentation animale. Cette production « supplémentaire » est par hypothèse intégralement en blé, pour deux raisons : économique, cette céréale étant la plus échangée actuellement et contribuant le mieux à un objectif de sécurité alimentaire ; agronomique, afin de maintenir un équilibre entre le blé et les autres céréales secondaires dans l'assolement similaire à celui constaté aujourd'hui dans les rotations en agriculture biologique (cf. section 4.2.2). Au total, le scénario permet de maintenir un surplus de blé de l'ordre de 12 millions de tonnes, comparable au solde import-export de l'UE-28 moyen des années 2000.

39. En principe, on pourrait aussi atteindre cet objectif de conservation de prairies en exportant de la viande de ruminants produits à l'herbe. Mais cette hypothèse est moins robuste sur le plan économique : la viande européenne n'a pas l'avantage de ses produits laitiers dans les échanges internationaux, et elle génère moins de valeur ajoutée.

Figure 16. Évolution de la production animale entre 2010 et 2050, en tonnes (matière sèche pour le lait) et en kcal



4.1.1. Évolutions de la production animale

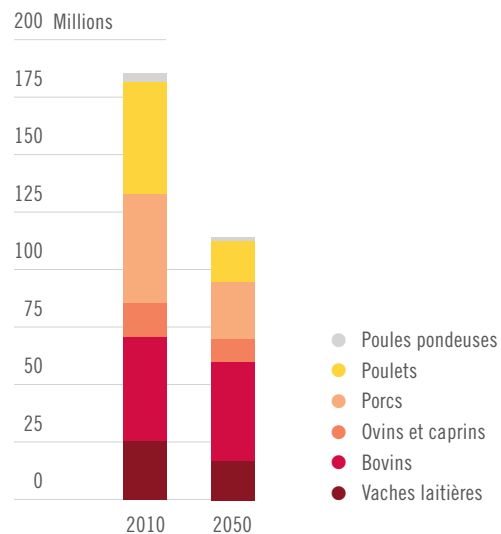
Les hypothèses de TYFA ont des impacts majeurs sur la production animale, avec comme hypothèses clés : (i) la réduction globale de la consommation et de l'export des produits animaux ; (ii) la part relative élevée des herbivores dans l'offre en protéines animales ; (iii) l'extensification de la production animale, qui a pour conséquence une baisse du nombre d'animaux non proportionnelle à la baisse de la production.

La production animale baisse d'environ 40 %, en tonnage et en calories, essentiellement du fait de la baisse de production de granivores et des porcs en particulier, mais aussi de produits laitiers (-31 % entre 2010 et 2050). La baisse du cheptel de granivores est également amplifiée par le retour à un solde import-export nul sur ces productions – celui-ci se situant en 2010 respectivement à 10 % et 3 % de la production pour les porcs et les volailles). *A contrario*, la même hypothèse de solde import-export nul conduit à tamponner légèrement la baisse des cheptels ovins et caprins, pour lequel l'équivalent de 18 % de la consommation est importé en 2010 contre 0 en 2050.

Le maintien de la consommation de viande de bœuf résulte de l'extensification de la production laitière à l'herbe. Deux facteurs se combinent, dont le second est prépondérant dans l'équation :

- la moindre productivité unitaire par vache induit davantage d'animaux pour produire une même quantité de lait (5 500 kg/VL/an en moyenne dans TYFA, contre 6 400 kg/VL/an en 2010) ;
- Le changement de conduite du troupeau laitier associé à l'augmentation du nombre de

Figure 17. Évolution du cheptel entre 2010 et 2050 (UGB)

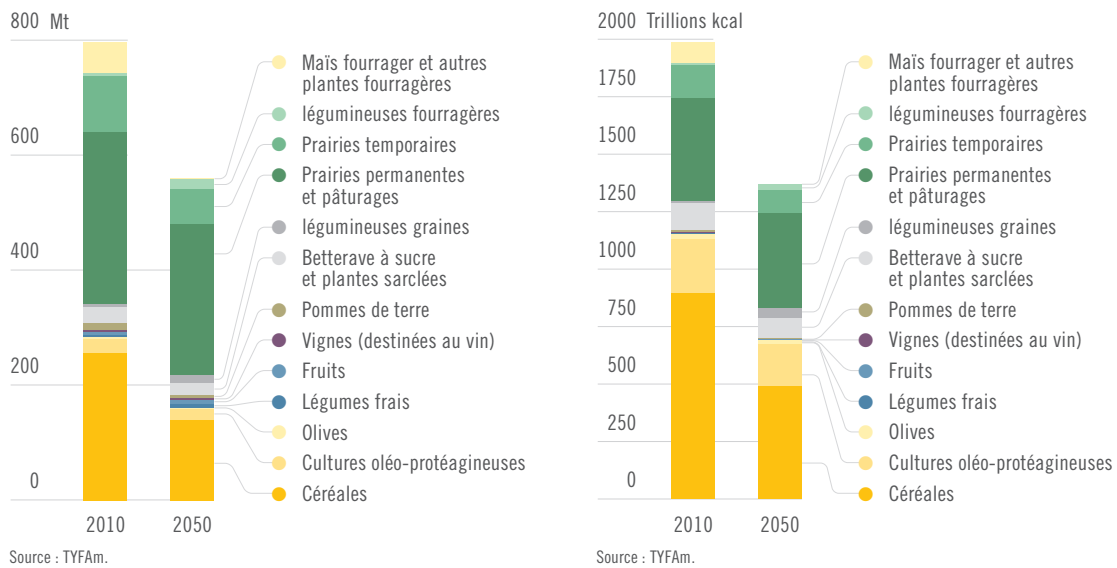


Note : le poste "Bovins" comprend tous les bovins hors vaches laitières, y compris les vaches nourrices (ces dernières représentent 4,5 millions de têtes en 2050 contre 17 millions pour les vaches laitières).

Source : TYFAM.

lactations induit : (i) une baisse de la part des génisses associées au renouvellement (qui passe de 1/3 à 1/4), et donc mécaniquement une hausse de celles destinées à l'engraissement ; (ii) une hausse du nombre d'animaux (génisses et veaux) produits sur le cycle de vie d'une vache laitière, ramené au kg de lait produit. Au total, le ratio « viande coproduite par kilo de lait produit » augmente du fait de l'augmentation de la suite laitière.

Figure 18. Évolution de la production végétale de la « ferme Europe » entre 2010 et 2050 en Mt et kcal



Au total, le maintien d'une consommation et donc d'une production de viande bovine résulte très majoritairement des hypothèses de conservation des surfaces en prairie et de l'extensification de la production laitière associée. Le fait que cette co-production de viande bovine par le lait⁴⁰ en 2050 corresponde au niveau de consommation de 2010 est une coïncidence, pas une hypothèse structurante de la diète. Le fort niveau de viande bovine disponible induit une baisse de celle à fournir par les granivores, pour rester dans les limites des recommandations en matière de protéines d'origine animale.

La Figure 17 indique la traduction de ces hypothèses sur la structure du cheptel.

4.1.2. Évolutions de la production végétale

Les évolutions de la production végétale sont à mettre en relation avec les changements respectifs dans la consommation humaine (*food*) et animale (*feed*) – majoritaire en volume. Cette consommation animale est elle-même fonction des hypothèses faites sur les ateliers animaux, en particulier la valorisation des ressources fourragères issues des prairies temporaires et permanentes, et sur les rendements de ces dernières. Le passage vers une alimentation des ruminants davantage herbagère induit un moindre usage du maïs grain et, partant, de protéines cultivées (soja importé ou non).

Le Figure 18 résume l'évolution de la production, exprimée en tonnes de matière sèche et en énergie,

de manière à mieux faire ressortir la contribution des cultures riches en énergie.

4.2. L'usage des sols associé à la production

4.2.1. Un usage des sols qui évolue essentiellement dans les terres arables

L'usage des sols à l'échelle de la ferme Europe découle logiquement des niveaux de production végétale (*food* et *feed*) décrits ci-dessus et des hypothèses de rendement. Le calcul des surfaces mobilisées se fait culture par culture, en tenant compte des différents usages.

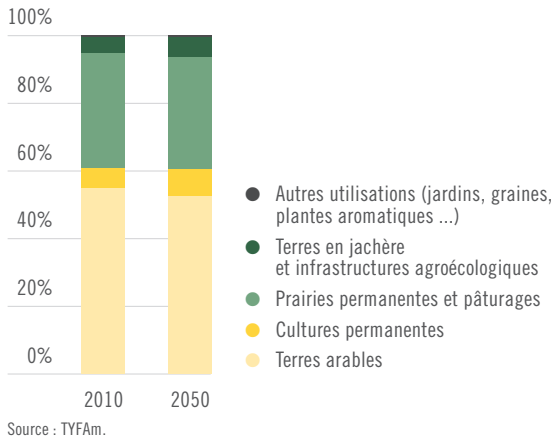
Ces usages présentés ci-dessus de manière très analytique peuvent être regroupés en grands postes d'occupation des sols, ce que traduit la Figure 19 :

Ces grands postes (terres arables, cultures permanentes, prairies permanentes et parcours, terres non productives) n'évoluent que marginalement. La fraction en prairies permanentes reste par hypothèse inchangée. Celle en cultures permanentes augmente de 30 % (conséquence de l'augmentation de la consommation de fruits), au détriment des terres arables, mais à l'échelle de la ferme Europe, ces cultures ne représentant que 6 % de la SAU, cette évolution ne change pas fondamentalement l'usage des sols par grands postes.

On soulignera le cas particulier du poste « jachères et infrastructures écologiques », dont la fonction écologique change entre 2010 et 2050. En 2010, ces terres ont une logique de « compensation écologique » dans un environnement agraire

40. Y compris en comptant l'export.

Figure 19. Évolution de l'usage des sols agricoles par grands postes



globalement intensif. En 2050, l'ensemble des terres agricoles est géré de manière extensive et sur la base d'une variété de cultures et de types d'occupation des sols avec de surcroît des prairies extensives qui jouent un rôle central d'armature écologique. Les infrastructures écologiques de 2050 viennent donc compléter une logique agraire qui assure une biodiversité ordinaire déjà bien supérieure à ce qu'on observe aujourd'hui, pour fournir des services écosystémiques que la seule logique agricole ne pourrait pas atteindre. Leur présence significative dans la SAU – par hypothèse 10 % des terres arables et de cultures permanentes – traduit une ambition environnementale qui se répercute dans l'usage des sols. Dans les faits, ces terres pourraient avoir pour partie une logique pastorale et s'ajouter aux postes « prairies permanentes » et « parcours ».

Les principales évolutions sont donc observables au sein des terres arables (voir Figure 20).

On note une baisse de la fraction en céréales au profit des légumineuses graines (*protein crops*) et fourragères – luzerne, trèfle (*leguminous plants harvested green*) qui, toutes ensemble, représentent un quart des terres arables. Le maïs fourrage régresse avec l'orientation herbagère de l'élevage laitier. On notera que les prairies temporaires régressent également, mais dans une moindre mesure. Ce dernier résultat peut sembler surprenant dans la mesure où ces prairies sont aujourd'hui associées à l'élevage en agriculture biologique, mais dans une logique de production de fourrages destinés à la pâture et/ou au foin, ces prairies temporaires rentrent en concurrence avec les prairies permanentes.

Au sein de la sole céréalière, les hypothèses faites pour TYFAM conduisent à une baisse de la fraction de blé et à l'augmentation de céréales

Figure 20. Évolution de l'assolement global au sein des terres arables

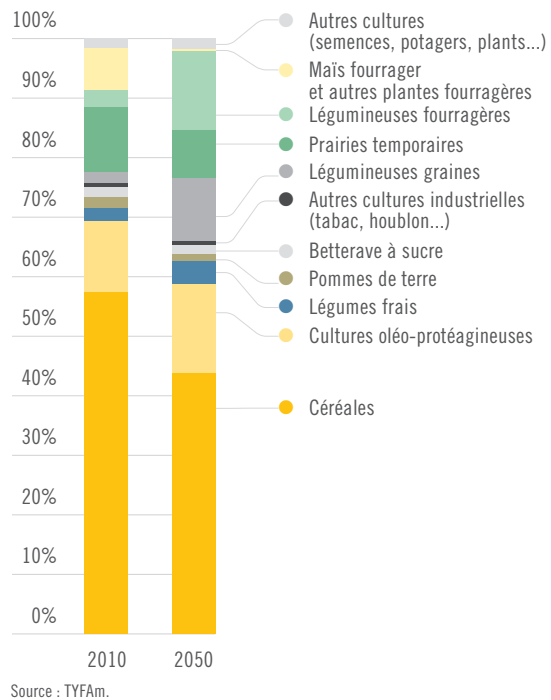
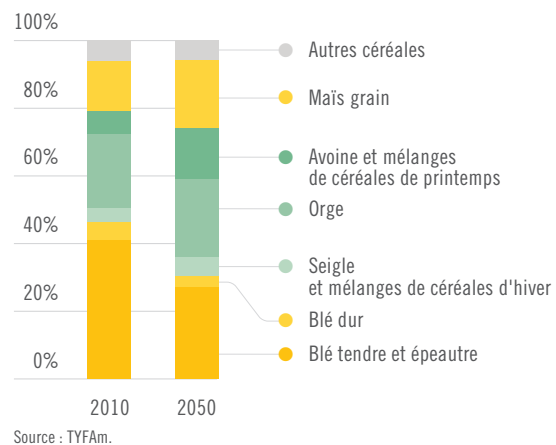


Figure 21. Évolution indicative de la composition des surfaces en céréales



plus rustiques comme l'avoine ou des mélanges de céréales (Figure 21). Mais ces hypothèses ne sont pas les plus significatives du modèle dans la mesure où, à l'échelle où est conduite l'analyse, les différentes céréales sont globalement interchangeables quant à leur usage, à l'exception du blé et du blé dur destinés à la consommation humaine ainsi que l'orge de brasserie.

4.2.2. Analyse en termes de changements de postes d'occupation du sol et de rotations

Le raisonnement est conduit dans TYFAM à l'échelle de la « ferme Europe » et l'occupation des sols décrite dans la section précédente résulte conceptuellement de la somme de situations régionales différentes. Sans proposer une analyse détaillée, cette section aborde deux thèmes permettant de relier le raisonnement conduit à l'échelle globale à des situations régionales qui restent à prendre en compte dans la suite de la démarche.

En termes d'occupation des sols par grands postes

Deux points ressortent sur ce thème. En premier lieu, si l'augmentation des cultures permanentes n'apparaît pas comme l'aspect le plus problématique – il est plus facile d'envisager la transformation d'une terre arable en culture permanente que l'inverse, pour des raisons de sols et de pentes notamment – il peut conduire à des changements significatifs dans certaines régions, notamment en Méditerranée. La logique sous-jacente consiste à mieux répartir les cultures fruitières au sein de l'Europe vers une moindre spécialisation régionale. Cela pourrait se traduire par une « remontée » plus au nord, dans des systèmes pluviaux, de zones d'arboricultures méditerranéennes aujourd'hui irriguées (agrumes notamment) ; et un rééquilibrage de la sole méditerranéenne vers davantage de pâtures et parcours et cultures arables sèches.

En second lieu, une des idées fortes de TYFA est de mobiliser les prairies permanentes pour des raisons de conservation de la biodiversité, mais aussi de transfert de fertilité, ce qui implique un redéploiement de ces prairies (et donc de l'élevage herbivore associé) dans des zones actuellement en grandes cultures. Dans la mesure où on raisonne à surface en prairies permanentes constantes, cela signifie un retournement de ces prairies dans des zones actuellement très herbagères à hauteur équivalente de ce qui sera introduit dans les régions à dominante arable. Cette diversification dans les régions spécialisées en herbe a par ailleurs des avantages agronomiques, zootechniques et environnementaux. Les enjeux de quantification de tels changements de poste à des échelons régionaux restent à préciser lors d'une phase à venir de régionalisation des hypothèses, mais cette analyse amène à distinguer conceptuellement trois catégories de prairies permanentes :

- celles qui sont obligatoirement en herbe et qui constituent le « cœur » qui ne changera pas d'affectation ;
- celles qui sont actuellement dans des zones herbagères, mais qui pourraient être transformées en terres arables ; ces prairies peuvent

correspondre à des prairies déclarées permanentes dans les statistiques de 2010 pour des raisons de politiques publiques, mais qui sont en fait des prairies temporaires qui se succèdent et/ou à des surfaces qui étaient cultivées encore récemment (depuis 50 ans) ;

- les nouvelles prairies permanentes en 2050, gagnées sur les terres arables⁴¹.

En termes de rotations

Le raisonnement dans TYFAM est conduit sur la base de besoins en produits agricoles pour l'alimentation humaine et animale, dont la somme définit un assolement moyen à l'échelle européenne. La question se pose de la cohérence de cet assolement avec des rotations plausibles sur les terres arables (les cultures permanentes et les prairies et parcours ne rentrant pas en rotation). Autrement dit, l'assolement moyen sur la fraction arable de la SAU est-il agronomiquement cohérent et compatible avec des systèmes de culture en agriculture biologique ?

Barbieri *et al.* (2017) ont identifié différentes caractéristiques des rotations en agriculture biologique (AB), comparées à celles en agriculture conventionnelle. Leurs conclusions sont énoncées pour une analyse au niveau global, mais les données pour l'Europe concordent et les points suivants sont mis en avant :

- les rotations en AB sont plus longues et plus diversifiées que les conventionnelles ;
- elles associent céréales primaires (blé tendre et blé dur, maïs) et secondaires (orge, avoine, seigle, triticale, épeautre...), protéagineux, oléagineux, cultures industrielles et prairies temporaires. Les intercultures et cultures intercalaires y sont beaucoup plus développées, pour des raisons de gestion de la fertilité notamment ;
- la part des légumineuses est importante (entrée d'azote dans le système), ainsi que celle des prairies temporaires (contribution à la gestion des adventices).

Les résultats de TYFAM sont concordants avec les points ci-dessus, à la différence notable de la place des prairies temporaires. Ces dernières sont « remplacées » par des légumineuses récoltées en vert assimilables à des prairies artificielles. Elles jouent donc le même rôle agronomique que les prairies temporaires en terme de gestion des adventices, mais contribuent à une entrée d'azote par fixation symbiotique. .

41. Rappelons que dans ces régions de terres arables, les infrastructures écologiques s'ajoutent aux prairies permanentes.

Tableau 11. Principales caractéristiques de l'assolement d'intérêt pour l'analyse des rotations

	2010	2050
% Céréales/arable	57 %	45 %
% légumineuses graines	5 %	25 %
% cultures de printemps	29 %	28 %
blé + maïs (céréales principales) / céréales totales	56 %	52 %
Prairies temporaires / terres arables	11 %	8 %
légumineuses temporaires et récoltées vertes / terres arables	14 %	20 %

Source : TYFAM

Au-delà de cette cohérence agronomique globale de l'assolement TYFA 2050, nous avons cherché à vérifier que cet assolement permettait effectivement de faire « tourner » des successions de cultures respectant les principes d'une agriculture agroécologique : plus encore qu'en agriculture conventionnelle, où l'accès au chimique permet de s'affranchir de raisonnements prophylactiques et de recherche de bouclage de cycles de nutriments, les rotations agroécologiques imposent la combinaison de « motifs » culturels ayant une cohérence agronomique sur le plan de la gestion de la fertilité, des maladies et des adventices. Ainsi, les rotations biologiques combinent généralement plusieurs motifs de successions de cultures – dont certains intègrent une légumineuse (en culture pluriannuelle ou en culture « relai de rotation » pour des raisons notamment de fertilité). Dans ces motifs, les céréales à paille succèdent aux « têtes de rotation » (les cultures non céréales à paille considérées comme des « bons » précédents aux céréales) ou aux légumineuses fourragères pluriannuelles.

L'assolement moyen de TYFAM en 2050 peut être interprété de manière cohérente comme la combinaison des motifs suivants (de (a) à (e)) à hauteur respective de 24 %, 21 %, 18 %, 31 % et 7 % du territoire assolé.

a) Tête de rotation (TR) – blé ; b) TR – blé – céréale secondaire ; c) Prairie temporaire – Prairie temporaire – maïs-blé ; d) Légumineuse fourragère (3 ans) – blé-(céréale secondaire) – « TR »/fourragère annuelle – blé ; e) Maïs-maïs-blé.

On peut ainsi expliquer la totalité de l'assolement (têtes de rotation, prairies temporaires & artificielles et céréales) sur les terres arables avec des successions de cultures cohérentes avec un raisonnement agroécologique.

4.3. Le bilan azoté : résultats 2050 et points de comparaison

4.3.1. Calcul du bilan azoté en 2050

Comme indiqué dans la section 2, TYFAM permet de réaliser le bilan azoté de la *sole cultivée*. Dans le scénario TYFA 2050, les *entrées* sont des trois types :

- l'azote minéral de synthèse (dont la valeur est fixée à 0 par défaut) ;
- la fumure organique, issue des déjections animales maîtrisables, que l'on assimile à l'azote excrété en bâtiments (l'intégralité pour les granivores, une fraction fonction du taux de pastoralisme pour les herbivores). Ces apports varient en fonction de l'azote contenu dans les productions végétales destinées à l'alimentation animale ;
- la fixation symbiotique par les légumineuses directement dans les rotations.

Les exports sont par ailleurs équivalents au contenu en azote de toutes les productions végétales récoltées/moissonnées/fauchées sur la sole cultivée, que leur usage soit pour l'alimentation humaine ou animale ou pour un usage industriel. La part d'azote exporté par les cultures est évidemment fonction des rendements selon une relation linéaire présentée en annexe (Anglade *et al.*, 2015).

La réalisation d'un tel bilan permet de tester une *condition nécessaire* à une fourniture azotée suffisante pour les plantes cultivées – condition qui n'est évidemment pas suffisante. Le raisonnement est ici par défaut : un bilan négatif avec les seuls apports des légumineuses européennes (puisque l'on n'importe plus de protéines pour l'alimentation animale) indiquerait que l'hypothèse « on peut se passer d'engrais azotés » n'est pas validée. Un bilan positif signifie qu'elle est globalement validée, mais qu'elle doit être testée à des niveaux plus fins que l'Europe, et notamment de territoires – ce que la version actuelle de TYFAM ne permet pas de faire.

Ces points étant rappelés, les résultats en termes de bilan sont les suivants.

Les exportations par les plantes

Le Tableau 12 indique les exportations d'azote par les plantes. L'export net de l'azote hors de l'écosystème cultivé par les plantes représente un peu plus de 10,5 millions de tonnes d'azote à l'échelle européenne. Rappelons que concernant les prairies permanentes et les parcours – non fertilisés et utilisés sur un mode extensif dans TYFAM –, on considère que l'export net se fait via l'élevage, et que la présence spontanée de légumineuses boucle le bilan (cf note de bas de page 31).

Tableau 12. Comptabilisation des exportations d'azote par les plantes

Culture	Surface (ha)	Rendement (tonne/ ha)	% d'azote dans la part exporté (y compris la paille)	Total azote exporté
Blé tendre et épeautre	10 956 266	4,20	1,88%	866 968
Blé dur	1 399 662	2,46	2,35%	80 757
Seigle et mélanges de céréales d'hiver	2 284 501	2,45	1,75%	97 973
Orge	9 297 821	3,28	1,70%	518 819
Avoine et mélange de céréales de printemps	6 196 589	2,17	1,80%	241 757
Maïs grain	8 153 085	5,39	1,20%	527 725
Autres céréales	2 082 299	1,41	1,50%	44 015
Riz	389 441	5,13	1,20%	23 968
Colza	5 294 674	1,60	2,90%	244 999
Tournesol	5 792 496	1,48	2,40%	205 091
Soja	2 464 995	2,28	5,50%	308 975
Autres cultures oléagineuses	328 049	2,15	2,50%	17 601
Olives	5 367 051	0,62	2%	66 476
Légumes frais	3 632 208	16,76	0,2%	121 739
Fruits	2 879 324	9,82	0,18%	50 869
Fruits à coque	1 545 633	2,00	3,00%	92 738
Agrumes	947 040	8,03	0,18%	13 696
Champignons de culture	50 951	64,00	0,18%	5 870
Vignes (destinées au vin)	3 006 597	5,59	0,73%	126 770
Pommes de terre	1 059 441	20,30	3,40%	731 093
Betterave à sucre	1 411 739	54,36	1,10%	844 162
Cultures permanentes	9 761 372	1,57	3,50%	535 991
Prairies temporaires	7 569 685	8,10	2,50%	1 532 861
Légumineuses fourragères	12 203 016	8,88	3%	3 251 442
Maïs grain	458 654	11,21	1,15%	59 105
Total azote exporté				10 611 459

Source : TYFAM

Tableau 13. Comptabilisation des apports d'azote à la sole cultivée par la fixation symbiotique des légumineuses en rotation

Culture	Production (en tonnes)	Azote fixé = f(production) (tN/t _{product})	Total azote fixé
Soja	2 464 995	0,059	145 193
Légumineuses graines	9 761 372	0,059	574 966
Prairies temporaires (net input from below ground)	7 569 685	0,102	775 253
Légumineuses fourragères	12 203 016	0,341	4 165 925
Légumineuses en culture intercalaire*	26 221 944	0,05	2 581 392
TOTAL N fixed by N fixing crops in rotations			8 242 730

Source : TYFAM. *Ces légumineuses en interculture représentent par hypothèse 100 % de l'ensemble des intercultures, qui couvrent l'intégralité des surfaces en cultures de printemps (« 0 sols nus »). Leur rendement estimé est de 2 t de MS/ha (Anglade, Billen, & Garnier, 2015).

Tableau 14. Calcul de la production d'azote potentiellement disponible pour les cultures – exemple du cheptel associé à la production laitière

	Nbre de têtes	Azote produit / tête en kg / tête (valeurs CORPEN)	% du temps passé au pâturage	Quantité d'azote mobilisable / tête	Total azote (en tonnes)
Production laitière					
Nb de vaches laitières	17 239 256	85	25%	64	1 085 156
nb de génisses 0-1 ans	2 657 719	25	50%	13	33 221
nb de génisses 1-2 ans	2 657 719	42	50%	21	55 812
nb de génisses 2-3 ans	2 657 719	72	50%	36	95 678
Production de viande					
Vaches de réforme (nb)	2 154 907				
Génisses :					
nb de génisses 0-1 ans	5 961 909	25	50 %	13	74 524
nb de génisses 1-2 ans	5 961 909	42	50 %	21	125 200
nb de génisses 2-3 ans	5 961 909	72	30 %	50	300 480
Mâle à destination de la production de viande					
nb males 0-1 ans	8 619 628	25	50 %	13	107 745
nb males 1-2 ans	8 619 628	42	50 %	21	181 012
nb males 2-3 ans	8 619 628	72	30 %	50	434 429
Total net valable N pour culture (t)					2 225 655

Source : TYFAM

Les apports par les légumineuses en rotation

Le Tableau 13 résume les apports en azote par les légumineuses en rotation⁴².

Les apports par les déjections animales (fumier)

Les apports d'azote par les déjections, sous forme de fumier, découlent des structures de troupeaux et, pour les herbivores, des temps de séjour en étable correspondant à la production d'azote maîtrisable. Le Tableau 14 indique les modalités de calcul pour le cheptel laitier : vaches laitières, suite laitière et animaux co-produits pour la viande (génisses et veaux laitiers finis).

Sans détailler dans le corps du rapport, le raisonnement est similaire pour les autres productions animales, avec une hypothèse de récupération intégrale de l'azote pour les productions de granivores.

Sur cette base de raisonnement et de calcul, le Tableau 15 indique la production d'azote mobilisable par l'élevage.

Tableau 15. Azote potentiellement disponible pour les cultures par le transfert des déjections d'élevage

Azote disponible issu des déjections animales	t N
Issu de l'élevage laitier et des animaux de boucherie induits	2 225 655
du bœuf	451 704
des œufs	89 979
du porc	331 441
du poulet	126 030
du mouton et de la chèvre	102 029
Total	3 326 837

Source : TYFAM

La répartition des sources d'azote montre la prévalence des herbivores dans cette contribution, ce qui est cohérent avec les hypothèses générales sur la conservation de prairies permanentes combinée à la modération dans la consommation de protéines d'origine animale.

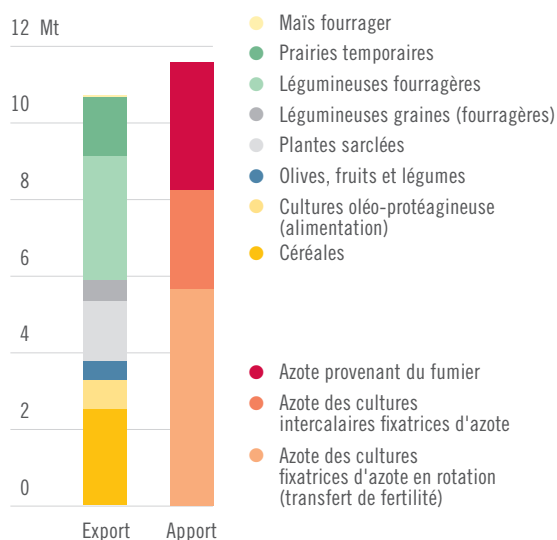
Un solde de bilan autour de l'équilibre en 2050 – éléments de discussion

La Figure 22 suivante résume les composantes du bilan.

Le solde est très légèrement excédentaire, le ration apports/exports (avant intégration des sources complémentaires, cf ci-dessous) représente 109%. Sous les hypothèses faites et à l'échelle européenne, l'azote mobilisable pour les plantes pourrait donc permettre en théorie de couvrir ce qui sort de l'écosystème cultivé en termes de bilan

42. Notons que les cultures permanentes exportent un peu moins de 377 kt d'azote, soit moins de 4 % de l'export total en azote : les apports dans les rotations sont donc centraux dans la problématique azote.

Figure 22. Solde du bilan azoté de TYFA en 2050



Source : TYFAm.

matière, mais au prix d'améliorations radicales dans les modalités d'usage de l'azote et la limitation des pertes.

Au-delà de la valeur exprimée à quelques points de pourcentage, la conclusion qui ressort est celle d'un bilan d'azote extrêmement tendu, qui « passe », mais sans que ce résultat soit interprétable de manière univoque et définitive, d'autant plus que les incertitudes sur les données unitaires sont fortes. Nous revenons sur cette discussion sur les marges d'incertitude en l'inscrivant dans une comparaison des approches conduites à une échelle européenne.

4.3.2. Éléments de comparaison et de discussion

Interprétation du bilan azoté à l'échelle globale

Les travaux qui se rapprochent le plus du bilan réalisé par TYFAm sont ceux conduits par Lassaletta, Billen et Garnier (2014 ; 2016). Le bilan est également centré sur la sole cultivée, avec une comptabilisation des apports par fertilisation synthétique, par le fumier (fraction valorisable, comme dans TYFAm), les apports symbiotiques et, à la différence de TYFAm les apports atmosphériques. On trouve par ailleurs dans le papier de Lassaletta et al (2016) un scénario à 2050 nommé Self-sufficiency Equitable Diet assez proche, dans dans ses présupposés, de TYFA et qui peut ainsi servir de référence pour notre discussion à 2050. Le chapitre 15 du European Nitrogen Assessment (ENA) (de Vries et al., 2011) propose également un comparatif des bilans azotés européens à partir de différents modèles, qui fait ressortir les différentes approches mobilisées. Le Tableau 16 suivant propose un comparatif d'ensemble des bilans disponibles, comparé aux estimations de TYFAm pour 2050⁴³.

La comparaison des bilans azotés sur les différents postes (apports et exports) dans les études qui évaluent la situation présente et, sur le plan prospectif, entre le scénario de Lassaletta *et al.* (2016) et TYFA, permet de tirer deux conclusions :

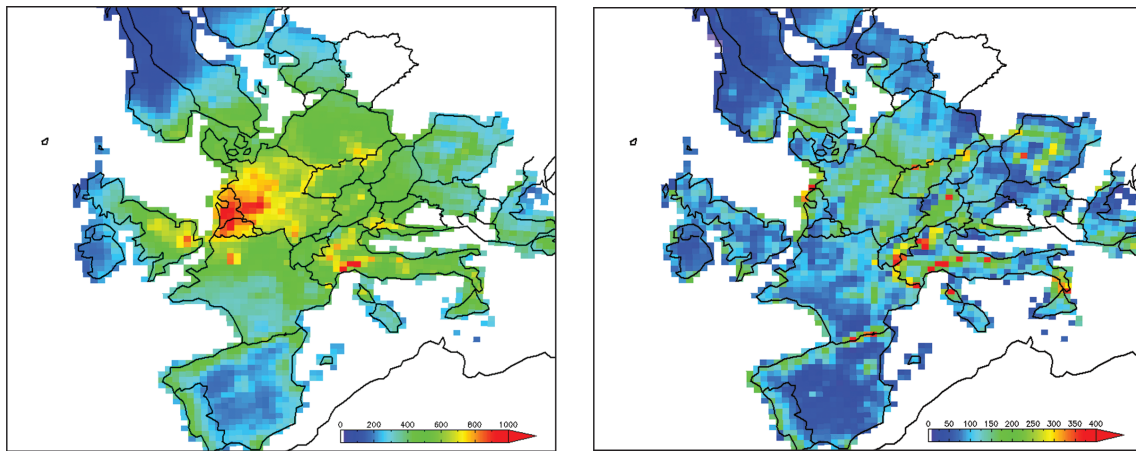
43. Le bilan azoté réalisé par Eurostat à l'échelle européenne que nous avons mobilisé dans la section 2 aurait pu être utilisé également ici. Cependant, il ne permet pas de distinguer la part d'azote maîtrisable dans les déjections animales, qui est susceptible d'être transférée vers l'écosystème cultivé. Par ailleurs, les exports comptabilisent les prairies permanentes (Eurostat, 2013, 2018), contrairement aux bilans présentés ici qui se centrent sur la sole cultivée.

Tableau 16. Comparaison des bilans azotés à l'échelle de l'Europe, 2010 et 2050 (million de tonnes de N)

Année de référence	European Nitrogen Assessment				Lassaletta <i>et al.</i> 2016		TYFAm	
	Integrator	IDEAg	MITERRA	IMAGE	2009	2050	2050	2050
Fixation biologique	1,3	1	0,8	1,4	1,7		8,2	8,2
Fumier	10,3	8,8	10,4	9,8	3,5	n.d.	3,3 (fumier maniable seul)	5,3 (fumier seul)
Engrais synthétiques	11,5	11,4	11,3	11,3	9		0	0
Dépôt atmosphérique	2,7	2,1	2	2,8	1,2		n.d.	n.d.
TOTAL	25,8	23,3	24,5	25,3	15,4	4,2	11,5	13,5
Enlèvement de plantes	15,4	12,5	11,3	13,5	9	3,8	10,6	10,6
Entrées/sorties (sans dépôt atm.)	150 %	170 %	199 %	167 %	158 %	111 %	109 %	128 %
N Efficacité (sans dépôt atm.)	67 %	59 %	50 %	60 %	63 %	90 %	92 %	78 %

Source : de Vries *et al.* (2011, p. 324) ; Lassaletta *et al.* (2016) ; TYFAm

Figure 23. Spatialisation des dépôts atmosphériques d'azote (toutes formes)



Source : Simpson(2011b). La carte de gauche résulte de l'agrégation de 7 modèles ; celle de droite indique la variabilité des résultats. Les échelles sont en kg/ha.

- une convergence d'ensemble dans l'estimation de l'efficacité de l'azote au niveau européen (entre 50 et 67 % dans la situation actuelle), mais avec une forte variabilité des résultats. Le Tableau 16 souligne ainsi l'importance des périmètres et des paramètres à considérer dans la comparaison des bilans. Les bilans étudiés dans l'ENA comptabilisent toutes les excréments d'azote par les animaux alors que Lassaletta et TYFA ne comptent que l'azote effectivement disponible pour la sole cultivée. Le modèle Integrator comptabilise les exportations par les prairies, à la différence des autres. Au total, la signification et comparaison des résultats ne se fait pas au % près compte-tenu de la forte sensibilité aux données et hypothèses. Ce constat s'applique bien entendu aussi à TYFam.
- L'efficacité de l'usage de l'azote (NUE par la suite, pour *Nitrogen use efficiency*) dans TYFA est très élevée (92 % si l'on ne compte que l'azote du fumier mobilisable sur la sole cultivée, un peu moins de 80 % si on compte tout l'azote, comme dans les modèles discutés par l'ENA et Eurostat). Ces valeurs élevées renvoient clairement à des défis dans la gestion de l'azote et, si on les compare à la situation actuelle, à un changement de paradigme par rapport à une situation où l'azote est largement disponible. L'hypothèse est que la rareté de l'azote dans TYFA implique une forte efficacité pour une ressource qui devient rare. À cette aune, l'efficacité de l'azote est comparable à celle retenue par Lassaletta et al. (2016).

Les sources d'azote complémentaires : dépôts atmosphériques et économie circulaire

La forte tension sur l'efficacité de l'azote nous amène à discuter les sources complémentaires, susceptibles de « desserrer » le bilan. La première

de ces sources est l'azote atmosphérique, non pris en compte dans notre modèle, mais qui réduit en partie la pression avec des apports qui peuvent atteindre au total près de 10 kg d'azote/ha dans les régions tempérées et continentales (Simpson et al., 2011a). La Figure 23 indique la variabilité spatiale de ces dépôts, qui seraient cependant amenées à évoluer en 2050 puisqu'elles sont également fonction des apports volatilisés dans l'atmosphère en particulier via les engrais azotés... qui disparaissent dans TYFA. Les dépôts atmosphériques pourraient ainsi représenter de jusqu'à 1 million de tonnes (contre 1,2 à 2,8 millions de tonnes actuellement selon les modèles), une valeur basse étant l'hypothèse la plus plausible à retenir.

Une deuxième source est la valorisation des effluents urbains de stations d'épuration (STEP). Les travaux récents d'Esculier et al (2018) sur la métropole parisienne et les analyses conduites à l'échelle de l'UE-27 à la demande de la DG Environnement sur la réutilisation des effluents de STEP en agriculture (Salado *et al.*, 2008) permettent une évaluation à gros grain de ce gisement d'azote. Cinq paramètres sont à considérer, pour lesquels les deux études précitées permettent de faire des hypothèses tant sur la situation actuelle que future :

- la population européenne à 2050, estimée dans TYFA à 528 millions d'habitants (projection Eurostat) ;
- l'excrétion azotée moyenne d'un habitant, qui est fonction de l'alimentation. Dans le cas de la métropole parisienne, l'excrétion annuelle moyenne partant dans le réseau de traitement des eaux a été estimée par Esculier et al à 4,7 kg N/personne/an. Compte tenu de la réduction de consommation en protéine projetée dans TYFA (- 17 %), un niveau d'excrétion 3,9 kg N/per/an peut être retenu pour 2050.

- le taux de collecte des eaux usées en stations d'épuration (STEP) : celui-ci a été estimé à 40 % en moyenne en 2005 pour l'ensemble de l'UE (Salado *et al.*, 2008) ; compte tenu du taux de population vivant en milieu urbain aujourd'hui en UE (72 %) et du développement des infrastructures de traitement des eaux, une hypothèse de 70 voire 80 % serait réaliste.
- le taux de récupération de l'azote dans les boues d'épuration des STEP : d'après Esculier et al (2018), près de 90 % de l'azote qui transite par les STEP est soit volatilisé, soit perdu par infiltration dans les masses d'eau. Ainsi, la part de N effectivement récupérable sous forme de boues ne dépasserait pas à l'heure actuelle les 10 %. On fait ici l'hypothèse que cette part pourrait tripler à l'horizon 2050 sous l'effet combiné des progrès techniques et de la rareté de l'azote.
- le taux d'utilisation de ces boues pour la fertilisation agricole. Dans les différents scénarios proposés à la DG Environnement, Salado et al (2008) estime qu'en 2020, le taux d'utilisation des boues de STEP pour la fertilisation agricole pourrait atteindre 45 %, et jusqu'à 60 % d'ici 2030 et 70 % à 2050.

À partir de ces éléments, on arrive à une mobilisation théorique d'azote de l'ordre de 345 000 tonnes d'azote, soit moins de 5 % des exports par les cultures. À l'échelle européenne, ces chiffres sont faibles, mais si on considère la géographie des régions susceptibles d'avoir besoin de ces ressources (les régions aujourd'hui très céréalières) et celle des villes, les gisements peuvent devenir significatifs⁴⁴.

Une troisième source alternative d'azote (et de phosphore) réside dans la chaîne de transformation de l'élevage. Une estimation rapide de l'azote contenu dans les os – le « cinquième quartier » de la filière viande – donne un chiffre de 160 000 t d'azote, dont nous ne détaillons pas la méthode ici. Comme pour les effluents urbains, ce gisement peut constituer un complément significatif dans une gestion territorialisée de l'azote. Outre cette valorisation agronomique directe, un autre chantier doit être envisagé que nous n'avons pas cherché à quantifier dans TYFAM, celui de la valorisation zootechnique (farines animales, valorisation du petit lait...). Cet azote disponible pourrait contribuer à l'alimentation de granivores supplémentaires à ceux comptabilisés dans notre modèle, moyennant un complément énergétique

qui n'est pas le plus difficile à envisager. Cette production pourrait être exportée, à l'instar de la production laitière « supplémentaire » pour valoriser des prairies (cf. section 4.1). Elle permettrait un apport d'azote complémentaire et relativement facilement territorialisable.

Au total, ce sont ainsi 1,5 millions de tonnes d'azote supplémentaires qui pourraient être versés au bilan de TYFA, en s'appuyant sur des hypothèses prudentes pour chacun des postes. La différence sur le bilan global en est significative : le rapport apport/export (en raisonnant uniquement sur la sole cultivée) passe de 103 % à 116 %, ce qui donne un NUE de 87 %. C'est certes une valeur encore élevée, au delà des valeurs constatées empiriquement, qui desserre nettement la contrainte.

Les enjeux de gestion de l'azote au niveau territorial

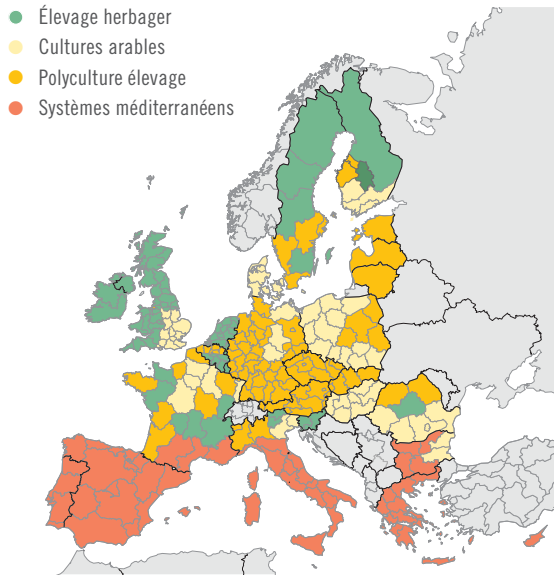
Le passage d'un raisonnement global sur l'azote à celui d'une fourniture d'azote effective pour les plantes implique de décliner ce point à l'échelle de territoires. À cet égard, deux aspects sont essentiels : la contribution des légumineuses, combinée aux transferts d'azote *via* l'élevage. Pour éviter des transferts de fumier sur de longues distances, peu crédibles économiquement, il faut envisager :

- une présence de légumineuses dans l'ensemble des systèmes de culture des systèmes agraires européens (cf. section 4.2.2). Ces légumineuses devront varier en nature (soja, pois, lentille, etc., pour les grains ; luzerne, trèfle, sainfoin, etc., pour les fourrages ou les intercultures) d'une région à l'autre en fonction des caractéristiques agronomiques, mais elles seront systématiquement nécessaires, y-compris dans les intercultures ;
- une nouvelle répartition de l'élevage herbivore, permettant la présence de prairies permanentes et temporaires dans une majorité de systèmes agraires. En effet, si l'élevage de granivores contribue à l'équilibre azoté par sa capacité à valoriser efficacement les protéines des céréales, il ne permet que de recycler au niveau territorial des flux d'azote⁴⁵. Les apports nets dans le système proviennent essentiellement des prairies permanentes et des engrais verts en cultures intermédiaires.

44. Cette valorisation des boues de STEP est d'autant plus nécessaire dans une optique de clôture du cycle du phosphore, qui pourrait même en être la première justification.

45. On ne cultive pas plus de légumineuses que nécessaire pour nourrir les granivores : le bilan matière azotée est donc au mieux neutre, à l'export près de protéines dans la viande (négligeable par rapport à l'azote excréteur pour la couverture des besoins physiologiques).

Figure 24. Carte des orientations productives dominantes (OTEX) des régions de l'UE 27 en 2012

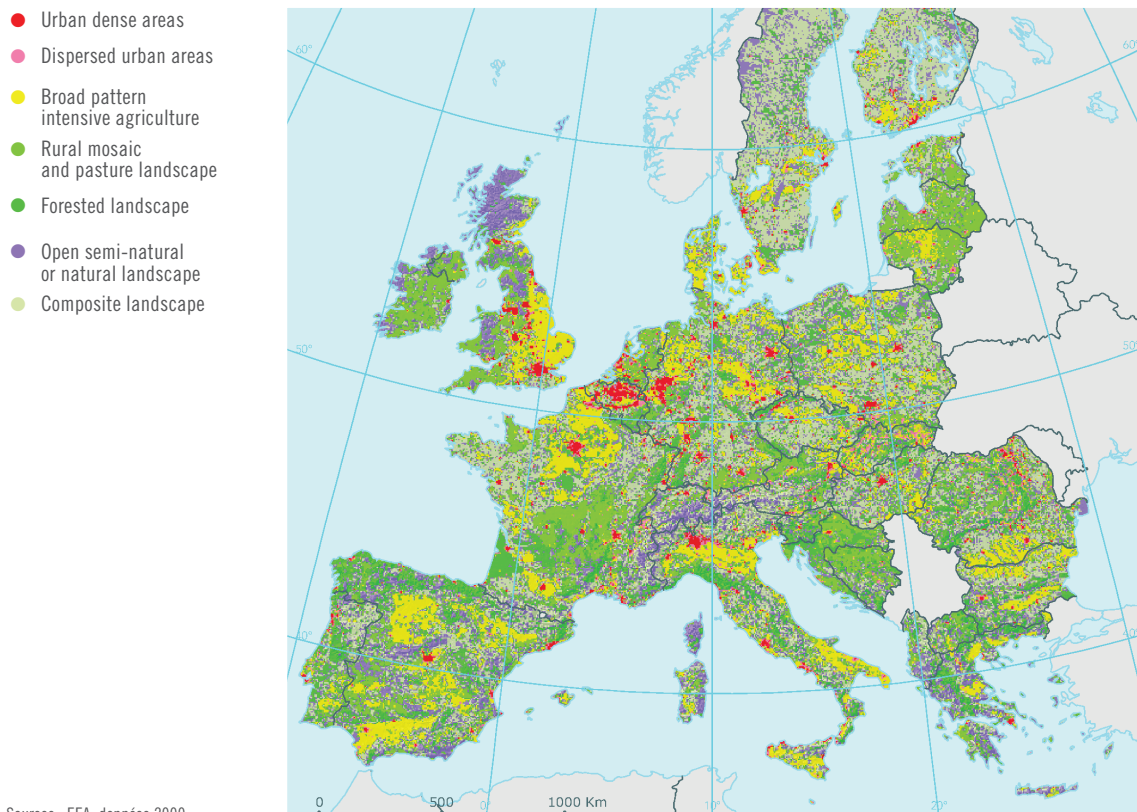


Source : FADN 2012.

La gestion de l'azote dans TYFA suppose ainsi un redéploiement des prairies dans les régions de cultures (qui est de toutes façons recherchées pour des questions de biodiversité, cf. section 3) et, corrélativement, en une « désécialisation » des régions herbagères vers des systèmes mixtes⁴⁶. Une alternative, encore présente dans les régions méditerranéennes, consiste en des transferts de fertilité par une transhumance dans des régions pourtant dominées par les cultures (par exemple Castille y Léon en Espagne). Si la régionalisation de TYFA est un chantier à venir, qui permettra d'instruire avec plus de précision la question de la faisabilité du scénario du point de vue de la disponibilité en azote, les Figures 24 et 25 illustrent trois points pour éclairer la faisabilité de cette double

46. Notons par ailleurs que les aliments du bétail produits en Europe peuvent circuler plus facilement que du fumier, et donc dessiner une carte de l'élevage de granivores moins contrainte que celle des herbivores. Autrement dit, la répartition des granivores peut constituer une variable d'ajustement dans une approche de géographie de l'azote.

Figure 25. Carte des formes d'usage des sols dominantes dans les régions de l'UE 27



Sources : EEA, données 2000.

dynamique de redéploiement des prairies et de déspecialisation des zones de grandes cultures :

- les régions d'Europe tempérée (hors zone méditerranéenne) dont la spécialisation productive en grandes cultures est très poussée sont finalement l'exception. On y trouve l'Île-de-France, quelques régions allemandes et hongroise ; ailleurs, un seuil de prairie permanente de 8 à 15 %, voire de 15 à 24 %, est davantage répandu.
- dans les régions Méditerranéenne, où les prairies permanentes sont rares, des formes de végétation semi-naturelles sont présentes, qui permettent d'envisager des complémentarités par transhumance (mais la part d'azote maîtrisable est alors à mieux qualifier).
- À l'inverse, les régions réellement spécialisées en élevage herbager sont minoritaires (îles britanniques et Massif central) et comportent un potentiel agronomique de retour de cultures.

Le redéploiement de formes mixtes polycultures-élevage au niveau territorial (Moraine *et al.*, 2016) à l'échelle de l'Europe n'est donc pas partout aussi compliqué à imaginer que dans les régions aujourd'hui les plus spécialisées en grandes cultures, qui sont celles qui s'imposent à l'esprit quand cette problématique est posée. Dans ces régions, la contrainte au retour de l'élevage peut être minimisée, sinon levée, en augmentant la part des légumineuses dans les rotations et en mobilisant des sources d'azote complémentaires.

Conclusion sur le bilan azoté de TYFA : peut-on se passer d'engrais de synthèse ?

Les éléments qui précèdent font ressortir une réelle tension sur la gestion de l'azote et une forte sensibilité des résultats aux hypothèses de calcul – nous reviendrons sur ce dernier aspect dans la section 4.5.3 réservée aux tests de sensibilité du modèle. Ils permettent néanmoins de proposer une discussion sur la possibilité ou non d'abandonner les engrais de synthèse – donc de pouvoir mobiliser les références de l'agriculture biologique, à la fois dans les hypothèses de rendement et dans les principes de conduite des cultures.

Le niveau d'efficacité d'utilisation de l'azote calculé pour le scénario TYFA peut d'une part sembler trop élevé par rapport aux références existantes. Cependant, la possibilité de mobiliser des sources d'azote alternatives, mais aussi de mieux valoriser les possibilités de fixation symbiotique, aujourd'hui très mal connues⁴⁷, permettent d'envisager de lever au moins partiellement cette contrainte. C'est

47. En particulier, l'apport d'azote de synthèse dans le milieu inhibe ces symbioses ; *a contrario*, son abandon serait susceptible de les renforcer.

pourquoi, dans cette première version du scénario, nous défendons l'hypothèse d'un non recours aux engrais de synthèse car elle nous semble *in fine* plus heuristique : la contrainte est forte, elle n'est peut-être pas tenable, mais elle débouche sur un champ de questionnements sur la gestion de l'azote qui ne peut être que bénéfique pour l'environnement.

Si l'affinement des hypothèses de travail amenait par la suite à la conclusion qu'il faut mobiliser des engrais de synthèse, cela ne nous semble pas de nature à remettre en cause tout le raisonnement agronomique de TYFA. Cette mobilisation serait parcimonieuse et fonction d'objectifs de rendements finalement proches de ceux retenus.

4.4. Un équilibre entre atténuation des émissions de GES et biodiversité⁴⁸

4.4.1. Le potentiel de réduction des émissions de GES de TYFA

L'impact du scénario TYFA sur les émissions de GES a été estimé en couplant TYFAM avec Climagri® (ADEME *et al.*, 2011). Le modèle Climagri a été développé pour évaluer les émissions de GES (NO₂, CH₄, CO₂) lié aux pratiques agricoles sur un territoire donné. Il calcule pour cela l'énergie mobilisée pour la production sur le territoire en prenant également en compte les consommations énergétiques associées à la fabrication des intrants ; et les émissions de GES associées aux pratiques de culture et d'élevage. Climagri a été initialement développé pour travailler sur des systèmes territoriaux, mais peut être paramétré à n'importe quelle échelle, y compris donc l'échelle européenne. L'évaluation des émissions de GES avec Climagri combine deux types de données :

- des données concernant la production et les modalités de ces productions : organisation de la sole cultivée et part de chaque culture dans la surface totale (part des surfaces en bio, en agriculture intégrée, en agroforesterie, etc.) ; effectif et modes de conduite du cheptel pour chaque catégorie d'animaux : bovins lait, bovins viande, ovins, caprins, porcs et poulets ;
- des données de paramétrage qui, partant des pratiques agronomiques, permettent d'estimer le niveau d'émission en GES pour chaque type de production. Ces données concernent par exemple le niveau de fertilisation pour chaque

48. Si nous ne développons ici que les impacts sur le changement climatique et la biodiversité qui sont les plus complexes à caractériser, le développement de l'agroécologie aura également des impacts positifs majeurs sur la qualité des ressources en eau et la gestion durable des sols (vie microbienne, lutte contre l'érosion par leur couverture permanente).

type de culture, la puissance moyenne des serres de maraîchage et le mix énergétique moyen utilisé pour chauffer les serres (gaz naturel, fioul, électricité ou charbon), les temps de tracteur/ha pour chaque type de culture afin d'estimer les dépenses en fioul, le temps de présence des animaux en étable et en parcours afin d'estimer la part des déjections devant être stockées et celles produites aux champs pour chaque système animal, la part respective des différents systèmes de gestion des déjections animales, etc.

L'évaluation du potentiel de réduction des émissions de GES du scénario TYFA s'est faite en trois temps. Dans un premier temps, Climagri a été paramétré à partir des données 2010 fournies par Eurostat pour recalculer le bilan GES de la ferme Europe en 2010. Dans un deuxième temps, les hypothèses agronomiques de TYFA telles qu'énoncées dans la partie 3 de ce rapport ont servi à re-paramétrer Climagri afin d'établir le bilan GES de la ferme Europe 2050 dans le scénario TYFA. Les bilans GES 2010 et 2050 ont ensuite été comparés pour estimer le potentiel d'abattement du scénario TYFA.

L'évaluation du niveau d'émission 2010 avec Climagri s'est avéré une première étape indispensable pour pouvoir estimer le potentiel d'abattement du scénario TYFA relativement à 2010. En effet, le périmètre retenu par Climagri pour évaluer les émissions du secteur agricole est plus large que celui utilisé par Eurostat dans sa contribution au système de comptabilité de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC), incluant en particulier une part importante des émissions indirectes pour TYFA.

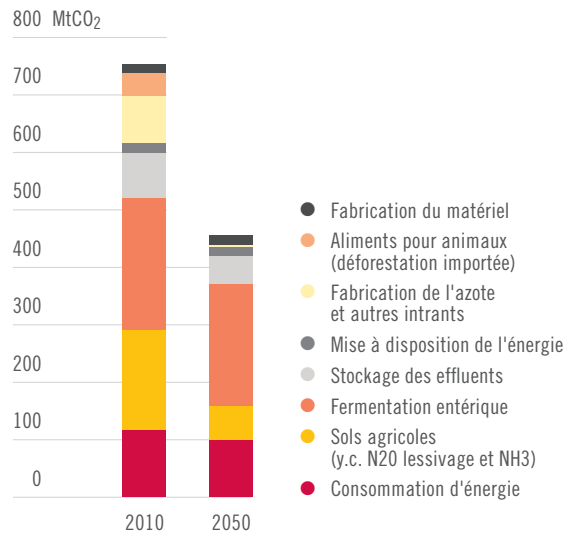
Ainsi, Climagri distingue quatre types d'émissions directes (correspondance très forte avec la compatibilité CCNUCC) :

- les émissions issues de la consommation énergétique ;
- les émissions liées à la gestion des sols, et en particulier l'usage des fertilisants azotés ;
- les émissions liées à la gestion des déjections animales ;
- les émissions issues de la fermentation entérique des ruminants.

Aux émissions directes, Climagri ajoute l'ensemble des émissions indirectes associées à l'un ou l'autre des quatre postes ci-dessous, permettant de donner une vision plus juste des impacts réels du secteur agricole :

- la mise à disposition de l'énergie ;
- la fabrication des fertilisants et des autres intrants ;
- la fabrication de l'alimentation animale ;
- la fabrication du matériel.

Figure 26. Potentiel de réduction des émissions de GES sous le scénario TYFA comparé à 2010



Source : TYFAm.

Le recalcul du bilan GES 2010 avec Climagri se révèle comparable avec le bilan 2010 Eurostat pour ce qui concerne les émissions directes, ce qui conforte la robustesse du travail de paramétrage effectué au niveau européen et basé sur des données moyennes pour l'ensemble des États membres. Les valeurs Climagri se révèlent plus élevées celles calculées par Eurostat pour chacun des postes, avec des explications différentes dans chaque cas. Sur les consommations énergétiques, la différence provient essentiellement du fait que les chiffres d'émissions Eurostat tendent à sous-estimer systématiquement les surfaces installées en serres chauffées, qui représentent plus de 50 % des émissions sur ce poste.

Sur la fermentation entérique, la différence provient de la méthodologie de calcul : Eurostat utilise la méthodologie de base du Groupe intergouvernemental d'experts sur le changement climatique (GIECC) qui affecte de manière univoque un niveau d'émissions identique à chaque bovin de 140 kg de CH₄ par an, tandis que Climagri travaille de manière plus fine en adaptant le niveau d'émissions à la ration.

Sur les déjections animales, la différence provient de la difficulté à affecter correctement dans Climagri les déjections selon leur mode de gestion (lisier, fumier, litière, etc.). En effet, le mode de gestion a un impact important sur le taux d'émissions. Cette affectation a été faite à dire d'experts et devra être retravaillée dans les versions ultérieures du scénario.

Enfin, sur les émissions liées au sol, la relativement plus faible différence observée s'explique

Tableau 17. Émissions directes du secteur agricole en 2010 : comparaison Climagri / données Eurostat

ClimAgri 2010		Eurostat 2010		Δ
	Mt eq. CO ₂		Mt eq. CO ₂	
Émissions directes de GES	599,65	Émissions directes de GES	496,64	21 %
<i>dont consommation d'énergie</i>	115,51	<i>dont consommation d'énergie</i>	84,88	36 %
<i>dont sols agricoles</i>	174,73	<i>dont sols agricoles</i>	156,12	12 %
<i>dont fermentation entérique</i>	229,48	<i>dont fermentation entérique</i>	189,74	21 %
<i>dont stockage des effluents</i>	79,93	<i>dont stockage des effluents</i>	65,90	21 %

Sources : Eurostat (2017), TYFAm et ClimAgri

Tableau 18. Comparaison des émissions de la ferme Europe en 2010 et 2050 sous le scénario TYFA

Poste d'émission (en MT eq. CO ₂)	2010	2050	Variation
Émissions directes de GES	599,65	419,12	-30 %
<i>dont consommation d'énergie</i>	115,51	99,29	-14 %
<i>dont sols agricoles (y.c. N₂O lessivage et NH₃)</i>	174,73	59,98	-66 %
<i>dont fermentation entérique</i>	229,48	211,56	-8 %
<i>dont stockage des effluents</i>	79,93	48,29	-40 %
Émissions indirectes de GES	154,62	36,90	-76 %
<i>dont mise à disposition de l'énergie</i>	16,54	16,86	2 %
<i>dont fabrication de l'azote et autres intrants</i>	81,23	1,88	-98 %
<i>dont aliments pour animaux (déforestation importée)</i>	40,00	0,00	-100 %
<i>dont fabrication du matériel</i>	16,85	18,16	8 %
Bilan brut des émissions (avec importation soja)	754,27	456,02	-40 %
Bilan brut des émissions (sans importation de soja)	714,27	456,02	-36 %

par le fait que l'estimation et le mode de calcul du principal poste – l'application d'azote – sont équivalents dans les deux approches (même quantité d'azote considérée dans les deux cas et même coefficient d'émission appliqué).

Sous les hypothèses retenues dans TYFA, la réduction globale des émissions pourraient atteindre 36 % au total, répartie entre émissions directes et émissions indirectes (cf. Tableau 18 et Figure 26). En prenant par ailleurs en compte le fait que TYFA repose sur l'abandon des importations de protéines végétales, dont une part significative en 2010 provient de surfaces déforestées en Amérique latine (Cuypers et al., 2013), le potentiel de réduction des émissions de GES dans TYFA 2050 pourrait atteindre, voire dépasser, les -40 %.

Les possibilités de réduire les émissions de GES dans le scénario TYFA sont liées en premier lieu à la sobriété en azote du scénario : moins d'émissions de N₂O liées à l'application de fertilisants dans les émissions directes, et élimination quasi totale des émissions associées à la fabrication des intrants.

Les réductions d'émissions obtenues sur la consommation d'énergie sont obtenues en réduisant marginalement la part des serres chauffées dans le scénario TYFA (-10 %), compte tenu d'hypothèses de relocalisation de la production dans les contextes pédoclimatiques les plus adaptés.

En matière de stockage des effluents, les réductions proviennent (i) de la diminution du volume global de déjections, de la réduction du cheptel bovin et, plus encore, porcin et volaille, et (ii) de l'adoption généralisée d'un système de gestion des déjections bovines en fumier mou pailleux.

Concernant la baisse des émissions associées à l'arrêt des importations de soja d'Amérique Latine, elles ont été calculées comme suit : en 2010, l'UE a importé l'équivalent de 30 millions de tonnes de tourteaux de soja en provenance du Brésil et de l'Argentine, dont on peut estimer dans un scénario « moyen » que 30 % sont issues de la déforestation ou de la désavivisation (Weiss & Leip, 2012). Le niveau d'émission de GES issus de la production de ce soja peut être estimé à partir des travaux de (Castanheira & Freire, 2013 ; Raucci et al., 2015 ;

Maciel *et al.*, 2016). Celui-ci dépend pour une grande partie de la densité et de la qualité des forêts qui ont été converties. Nous avons retenu dans le cadre de ce travail un taux d'émission relativement prudent de 4,5 kg CO₂ / kg soja produit, qui correspond à une valeur basse issue des différents travaux cités (qui donnent des valeurs allant de 3 à 18 kg CO₂/kg de soja).

Le maintien d'un troupeau bovin important, dont le rôle en matière de maintien des prairies pour la biodiversité et de transfert de fertilité du saltus vers la sole cultivée est déterminant dans TYFA, conduit à une baisse modérée des émissions associées à la fermentation entérique.

Au total, le potentiel de réduction des émissions de GES dans TYFA est du même ordre de grandeur voir supérieur à celui affiché dans d'autres scénarios présentés au niveau européen, comme la *RoadMap2050* de la Commission Européenne (Höglund-Isaksson *et al.*, 2012) ou l'étude EcAMPA 2 (Perez-Dominguez *et al.*, 2016)⁴⁹. En mettant au même niveau les enjeux de biodiversité, de santé humaine et d'atténuation et les enjeux climatiques, le système agri-alimentaire auquel conduit le scénario TYFA apparaît cependant bien différent de celui qu'esquissent les études précitées : la place des prairies et de la végétation semi naturelle, l'évolution du cheptel – en particulier de ruminants, le niveau d'intensité de la production,

mais aussi le régime alimentaire sont bien différents. C'est aussi le rôle de la technologie qui diffère fondamentalement dans ces différents scénarios : là où TYFA ne fait aucun pari technologique et peut même, à bien des égards, être qualifié de scénario *low-tech*, EcAMPA 2 et la *RoadMap2050* s'appuient en grande majorité sur des gains d'efficacité associés au progrès technologique et sur la réduction du cheptel bovin.

À cet égard, TYFA est très proche dans sa conception du scénario Afterres développé en France, qui estime le potentiel de réduction des émissions de GES à -54 % (Solagro *et al.*, 2016). Si certains leviers mobilisés sont très similaires, en particulier les changements de consommation alimentaire⁵⁰, Afterres se concentre plus clairement sur les questions climatiques et fait des choix différents notamment par rapport au cheptel ruminant. La section suivante détaille les impacts de TYFA en matière de biodiversité.

4.4.2. Les impacts biodiversité dans TYFA

L'évaluation de l'impact biodiversité – ou du potentiel d'amélioration de la biodiversité – d'un scénario prospectif peut au premier abord paraître complexe. À la différence du changement climatique, pour lequel un indicateur unique organise l'ensemble du débat – le niveau d'émission de GES exprimé en tonne équivalent CO₂ –, il n'existe pas un équivalent de cette nature pour la biodiversité. Pour autant, une évaluation prospective

49. En se limitant aux émissions liées aux sols, à la fermentation entérique et à la gestion des déjections et en comparant avec les émissions 2010, la *RoadMap2050* indique un potentiel de réduction pour le secteur agricole de -22 % à 2050, et l'étude EcAMPA 2 de -25 % à 2030, contre -34 % pour TYFA à périmètre identique (émissions directes uniquement et sans la consommation énergétique).

50. On pourra aussi se reporter pour l'impact des changements de comportement alimentaire sur les niveaux d'émission au niveau Européen aux travaux de Westhoek *et al.* (2014). Ils ne proposent cependant pas de description détaillée de l'évolution des systèmes agricoles, contrairement à Afterres et TYFA.

Tableau 19. Les indicateurs des déterminants de la biodiversité dans TYFA 2050 vs. situation 2010.

Indicateur	2010	TYFA 2050
Part de la SAU en agriculture biologique	5,4 % (2010) ; 6,2 % (2016)	100 %
Part de la SAU en agriculture à haute valeur naturelle	40 % (2012)*	~100 %
Consommation de fertilisants de synthèse	11 M t N, correspondant à 75 kg N minéral/ha (2015)	0
Consommation de pesticides	380 k t de substances actives dont 40% de fongicides (incluant sulfate de cuivre)	0
Balance azotée globale (exprimée en taux de couverture des besoins sur la sole cultivée)	150 à 180 % (selon méthodes de calcul – voir section 4.3)	109 à 128 %
Niveau de diversification (notre calcul) :		x
part de la principale cultures dans la sole arable	20 % (blé)	11 % (légumineuses récoltées en vert)
part des 4 principales cultures dans la sole arable	50 %	40 %
Part des IAE sur la sole arable	8 % (qualité très variable pour la biodiversité)	10 % (fort intérêt pour la biodiversité)
Part des surfaces fourragères (prairies) en pâturage extensif (chargement < 1 UGB/ha)	23 % (2007) ⁻	> 75 % (estimation)

Sources : Eurostat pour 2010, sauf indication contraire ; TYFAm pour 2050. *Agence Européenne de l'Environnement : <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/agriculture-area-under-management-practices/agriculture-area-under-management-practices-2>. **Eurostat, cité par Huygues *et al.* (2014).

Tableau 20. Synthèse de l'impact sur la biodiversité de TYFA 2050 vs. situation 2010.

		2010	2050
Vie du sol	Azote	-	+
	Biocides	--	++
	Altération du microbiote du sol.		Récupération du microbiote.
Parcelles cultivées	Diversification cultures	±	++
	Azote	-	++
	Biocides	--	++
	Perte des cortèges floristiques (messicoles) et des insectes. Pollinisateurs en déclin.		Récupération des cortèges floristiques et micro-faune.
Prairies et parcours	Azote	-	++
	Chargement	±	+
			Les légumineuses favorisent les pollinisateurs.
Paysages	Taille parcelles	±	+
	IAE	±	++
	Diversité paysagère	-	++
	Perte de la biodiversité émergente. Recul micro- et méso-faune (oiseaux, mammifères, batraciens...)		Recréation des chaînes trophiques et des habitats variés favorables à la faune.
Synthèse	Altération de la majorité de la trame de biodiversité par la perte des espèces végétales et animales à la base des chaînes trophiques. Conservation dans des îlots menacés.		Recréation des chaînes trophiques et des habitats agricoles favorables à la protection des espèces.

Source : auteurs. Les signes « - » / « + » / ... résumant l'impact, négatif ou positif, sur la biodiversité. Les couleurs résumant le jugement d'ensemble.

et partiellement quantitative reste pertinente et possible. Nous proposons ici de mobiliser la grille d'indicateurs IRENA (pour « Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy ») développé par l'Agence pour l'environnement européenne (EEA, 2005) en 2005. Sur les 42 indicateurs développés par l'AEE, 6 ont été mobilisés dans le cadre de ce rapport en ce qu'ils éclairent les pressions sur la biodiversité. À ces indicateurs (les 6 premiers dans le Tableau 19), on a adjoint ceux relatifs à la part des infrastructures agroécologiques et à la proportion d'élevage extensif.

L'interprétation de l'impact de TYFA en matière de biodiversité est en grande partie redondante avec la discussion sur les hypothèses, celles-ci étant posées en fonction d'objectifs de reconquête et de conservation de la biodiversité à l'échelle européenne, dans un contexte où les tendances actuelles sont très problématiques. Sans refaire ici toute cette discussion, nous proposons dans le Tableau 20 une synthèse évaluative, qui met en avant le renversement de perspective visé.

4.5. Tests de sensibilité du scénario et hypothèses alternatives

Le Tableau 21 présente les résultats si l'on soumet le modèle à des hypothèses alternatives, testant la sensibilité des résultats aux hypothèses d'entrée et au paramétrage du modèle.

Les variables de sortie sur lesquelles on compare les alternatives sont : le % de SAU utilisée (référence 2010), la surface en prairies permanentes, le ratio apports/exports en azote, le cheptel bovin total, l'ensemble des UGB et la valeur calorique de la ration. Plusieurs thèmes sont testés, que nous

passons en revue. L'exercice est analytique, hypothèse par hypothèse en raisonnant toutes choses égales par ailleurs, sachant que les hypothèses peuvent être combinées.

4.5.1. Sensibilité au niveau de production – rendements

Cette thématique est testée en considérant une baisse uniforme de -60 % des rendements par rapport à 2010 (hypothèse de production : HP1). Elle traduirait notamment un impact du changement climatique sévère, auquel l'agroécologie de TYFA ne pourrait pas s'adapter (il faudrait alors comparer cette situation avec celle d'une *smart agriculture* en 2050 par exemple, en testant les capacités d'adaptation alternatives).

Cette baisse conduit à une pression sur les sols agricoles : il « manque » 10 % de SAU pour fournir le food et le feed nécessaires aux hypothèses testées dans TYFA51. Cet ordre de grandeur ne remet pas en cause le cadrage d'ensemble, la « ferme Europe » agroécologique n'est pas balayée même si elle est très tendue. Mais cette hypothèse inviterait à reconsidérer dans le détail la logique d'allocation des terres et les priorités données entre (a) les niveaux d'exports relatifs des céréales et des produits laitiers et (b) les équilibres alimentaires de la diète 2050. C'est ce qu'indiquent les « n.d. » – non déterminé – dans le Tableau 21. Il faudrait refaire des hypothèses détaillées et des simulations.

Les tests qui suivent, sur l'azote, suggèrent que la réduction des ruminants ne s'impose pas d'emblée comme la meilleure option si l'on veut conserver une hypothèse de non usage des engrais azotés de

51. Le ratio apports/exports en azote s'améliore, mais cet indicateur est secondaire dans la discussion de cette variante.

Tableau 21. Sensibilité du modèle à des hypothèses alternatives (exprimée par les chiffres en gras)

Thème	Hypothèses	% SAU utilisée	Prairies permanentes	apports/ exports N	cheptel bovin	TOTAL UGB	Kcal (avec boissons)
					(M têtes)	toutes espèces	
Références	Ferme Europe 2010	100 %	60 Mha	150-180 %*	88	186 M	2 606
	Hypothèses de base TYFA 2050	100 %	58 Mha	109 %	78	115 M	2 445
Production	HP1 - Rendements cultures : -60 % des rendements 2010 (sauf prairies -10 %)	109 %	n.d.	108%	n.d.	n.d.	n.d.
Alimentation	HA1 : 0 protéine animale (vegan)	46 %	0 Mha	60 %	0	0 M	2 317
	HA2 : 50 % du lait et de viandes bovines, porcine et volaille par rapport à 2010	90 %	41 Mha	103 %	50	114 M	2 437
Azote	HN1 : fournitures arrière-effet azote -30 % ou +30 %	100 %	58 Mha	85 %-130 %	78	115 M	2 445
	HN2 : coefficient utilisation fumier - 30 %	100 %	58 Mha	100 %	78	115 M	2 445
	HN3 : coefficient utilisation fumier + 20 %	100 %	58 Mha	115 %	78	115 M	2 445
	HN4 : 30 % des surfaces écologiques en engrais vert (ou 3 % des terres cultivées)	100 %	58 Mha	115 %	78	115 M	2 445

Source : TYFAM. *Le bilan varie selon les modes de calcul – voir section 4.3.

synthèse. On notera que la rareté en azote invite à ne pas considérer l'hypothèse symétrique de rendements plus élevés que ceux repris de Ponisio et al (2015).

4.5.2. Sensibilité au niveau de l'alimentation humaine

Deux hypothèses alternatives sont testées sur ce registre :

- HA1 correspond à une hypothèse « vegan », dans laquelle il n'y a plus de production animale. Les protéines animales sont remplacées par les végétales, en tenant compte d'une contrainte agronomique : les légumineuses représentent au maximum 30 % des terres arables. Cette option n'utilise que 46 % de la SAU, mais les apports d'azote (par la seule fixation symbiotique dans la sole cultivée) ne correspondent qu'à 60 % des exports, faisant ressortir en creux la contribution de l'élevage à la fourniture d'azote dans les agroécosystèmes. Les prairies permanentes disparaissent également, au moins dans leur usage associé à un élevage productif. Cette hypothèse pourrait être approfondie sur un plan agronomique (sources alternatives de transfert d'azote, valorisation des prairies permanentes par la méthanisation) ;
- HA2 correspond à hypothèse dans laquelle l'élevage herbivore n'est pas privilégié : la baisse de consommation de produits animaux est de -50 % par rapport à 2010, identique pour le lait, la viande bovine, le porc et les volailles. On conserve dans cette hypothèse 20 % d'exports du lait produit. Cette variante ramène la surface en herbe à près de 40 millions d'hectares (-1/3 par rapport à 2010), n'utilise que 90 % de la SAU et induit un rapport apport/export de 103 %.

4.5.3. Sensibilité au niveau du bilan azoté

Comme commenté plus haut, ce thème est un des plus sensibles du modèle. Quatre grands jeux d'hypothèses alternatifs sont testés :

- HN1 correspond à une variation de ± 30 % autour des valeurs moyennes de fixation d'azote par les légumineuses, considérant la grande variabilité des facteurs explicatifs de cette fixation (sol, climat, biologie du sol, pratiques, rendement) et l'incertitude sur les mesures, notamment sous-racinaire. Cette plage de variation de ± 30 % correspond à une variation du rapport $\text{apports}_N/\text{exports}_N$ de ± 20 % autour de l'équilibre (de 85 % à 130 %). Ce paramètre est donc extrêmement sensible dans les sorties du modèle. On soulignera que la raréfaction de l'azote dans l'environnement agricole européen est un facteur susceptible de favoriser la fixation symbiotique naturelle, les apports azotés ayant *a contrario* un rôle inhibiteur sur cette activité ;
- dans HN2, des valeurs plus faibles dans la valorisation effective du fumier, de -30 %, considérant que les hypothèses retenues sont trop optimistes. L'impact sur le bilan azoté est une baisse de 10 % à l'échelle européenne ;
- HN3 envisage une hypothèse symétrique, dans laquelle la capacité de valoriser un fumier devenu précieux s'améliore. Une amélioration de 20 % sur ce facteur induit une hausse de 8 % sur le bilan azoté européen ;
- enfin, HN4 envisage une hypothèse où l'azote étant devenu très limitant, on étend la pratiques des engrais verts sur 1/3 des surfaces d'intérêt écologique – qui représentent elles-mêmes par hypothèse 10 % des terres arables – de manière à restituer l'intégralité de l'azote produit par

les légumineuses dans la sole cultivée (on prend comme hypothèse une fixation nette de 200 kg N/an). Cette hypothèse induit une amélioration d'un peu plus de 10 % du rapport apport / export, qui passe à 115 %.

Au total, les tests sur l'azote font ressortir une forte sensibilité du modèle à des hypothèses alternatives. En particulier les hypothèses consistant à augmenter les apports par rapport aux exports suggèrent des marges de manœuvre plausibles, ou à tout le moins à explorer, conservant l'hypothèse d'abandon des engrais azotés de synthèse.

Quoiqu'il en soit, ainsi que déjà exposé dans les hypothèses fondatrices de TYFA, la question de l'origine de l'azote – intégralement sous forme organique ou issu de la synthèse – n'est sans doute pas aussi fondamentale que les autres hypothèses sur l'alimentation, l'abandon des pesticides, la place donnée à la gestion de la biodiversité dans

la conduite des agroécosystèmes. Elle renforce la cohérence du jeu d'hypothèses, mais il est envisageable de couvrir des besoins de plantes qui seraient mal couverts par le seul azote organique – aux niveaux de rendements qui sont ceux testés – par un usage parcimonieux de l'azote de synthèse sur les sols cultivés. En raisonnant à partir d'une hypothèse « 0 azote de synthèse » qui reste à mieux équiper à un niveau régional, notre approche permet de raisonner sur les besoins éventuels sur ce fertilisant, non pas en partant d'un rendement maximum ou optimum atteignable, mais en estimant ce que la « ferme Europe » a besoin de produire pour bien nourrir sa population, exporter ce qui est socialement acceptable et préserver son environnement continental et marin. Notre modélisation suggère qu'il est difficile d'envisager à tout le moins des rendements moyens qui seraient inférieurs à ceux retenus dans nos hypothèses et pour lesquels l'azote serait limitant.

5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

5.1. Une démarche de modélisation pionnière

Nous avons insisté dans l'introduction de ce document sur le caractère pionnier et radical de la démarche. Cet aspect se traduit par la nature même des hypothèses, mais aussi sur l'approche de modélisation retenue, sur laquelle nous revenons en conclusion.

Un des objectifs de TYFAM est d'équiper le thème de la biodiversité, souvent mal pris en compte dans les débats publics éclairés par des modèles fondés uniquement sur une quantification de flux d'azote ou sur une caractérisation d'usage des sols qui ne permet pas toujours d'approcher l'intensité de leur gestion. Certes, des modèles qui permettent d'éclairer des augmentations de doses d'azote ou de pesticides et expliquent un retournement des prairies disent quelque chose sur la biodiversité. Mais, à l'inverse, dans une optique de reconquête, une réduction de moitié des indices de fréquence de traitement en pesticide peut « aller dans le bon sens », mais ne dira rien d'assez précis sur les effets finaux à attendre sur les milieux et les espèces, même en des termes très généraux. De même, approcher la seule surface en prairies n'en dit pas assez sur les habitats, et il faut avoir des prises conceptuelles pour mieux qualifier les types d'espaces mobilisés pour la production agricole, ce que des modèles uniquement « flux » n'équipent que très imparfaitement.

D'un autre côté, à l'échelle à laquelle nous posons le débat, il n'est pas possible d'avoir une approche complète, qui prendrait en compte les enjeux d'organisation paysagère, de pratiques fines comme les dates d'interventions culturelles, etc.

C'est dans cette perspective que TYFAM vise un « niveau de complexité intermédiaire » pour reprendre l'expression très éclairante d'une des discutantes de l'exercice. L'approche par ateliers au cœur de TYFAM vise à rendre compte d'objets conceptuels qui sont à la fois explicatifs du métabolisme d'ensemble de la « ferme Europe » et que l'on peut rattacher à des usages de sols et

des intensités de gestion (c'est ainsi le caractère extensif en intrants de la gestion qui fixe la structure des ateliers). L'approche de modélisation n'est pas simple si l'on considère le nombre de composantes et de relations qui les lient – et la longueur de ce document qui les décrit en témoigne –, mais, nous l'espérons, elle reste lisible et compréhensible. D'une certaine manière, elle vise à raconter par la description fonctionnelle un modèle d'agriculture européenne agroécologique mieux qu'un modèle ne faisant que constater des corrélations statistiques, dont on ferait simplement varier les paramètres – à compter même que ce soit possible si l'on considère les ruptures structurelles et fonctionnelles qu'implique la généralisation de l'agroécologie.

Pour autant, malgré les avancées que nous venons de mettre en avant, des thèmes importants pour l'analyse de la durabilité de l'agriculture décrite dans TYFA restent à investir dans le domaine agronomique et biotechnique :

- le bouclage du cycle du phosphore, thème particulièrement convoqué dans l'optique d'une généralisation de l'agriculture biologique, mais plus globalement sur l'avenir de toute forme d'agriculture. La question ne porte pas seulement sur un point de cahier des charges de l'agriculture biologique (non usage d'un engrais phosphaté de synthèse), mais sur la durabilité de la ressource phosphore même, et sur ce point, l'enjeu n'est pas spécifique à l'agroécologie ;
- la gestion de l'eau, qui nécessite une analyse plus spatialisée que celle conduite ;
- dans cette visée de spatialisation, un des développements importants de TYFAM sera une entreprise de régionalisation des hypothèses, notamment pour affiner la compréhension du bouclage des cycles de nutriments et de la gestion de l'eau qui ne se fait *in fine* qu'au niveau territorial.

Tous ces thèmes appellent des approfondissements, mais nous faisons l'hypothèse que l'approche conceptuelle de TYFAM fondée sur une

caractérisation plus fine des ateliers de production ouvre des perspectives pour le faire.

5.2. Des ruptures plausibles, souhaitables et comparables en ampleur à d'autres dans le passé

Une des conclusions majeures de TYFA porte sur la plausibilité agronomique et biotechnique, à l'échelle d'analyse envisagée, du jeu d'hypothèses testé. Le scénario démontre ainsi qu'il est envisageable de se passer de pesticides tout en conservant un potentiel d'exportation comparable à la situation actuelle et, surtout, en important beaucoup moins. Il est possible d'avoir une approche ambitieuse pour la biodiversité avec des systèmes herbivores extensifs, des systèmes de culture diversifiés et sans intrants de synthèse tout en contribuant à la réduction des émissions de GES. La question de l'azote reste plus incertaine malgré une première analyse n'indiquant pas une impossibilité de boucler le cycle de l'azote : mais, comme nous l'avons dit, elle ne nous semble pas appeler une approche aussi radicale que pour les pesticides et il existe de nombreuses voies à mieux explorer sur ce thème, qu'il s'agisse d'améliorer l'efficacité de l'azote symbiotique tout au long du cycle ou d'envisager un usage sobre d'engrais de synthèse.

La condition centrale pour qu'un scénario de cette nature fonctionne concerne les changements de régime alimentaire. Si les évolutions envisagées sont importantes, elles répondent également à des enjeux de santé publique et à des attentes sociales largement exprimées pour une alimentation plus saine.

Que TYFA porte une utopie est une évidence. C'est une dimension essentielle de toute approche prospective et un moteur heuristique. Notre objectif était d'équiper cette utopie dans l'établissement d'une vision archétypale et idéale à 2050. Comme il sera développé dans la section suivante, les conséquences et les conditions de faisabilité de ce scénario demandent encore à être explorées. La question demeure alors : certes, cette image est souhaitable à plusieurs égards, mais n'est-elle pas tellement idéale qu'elle est inaccessible ? Nous n'avons évidemment pas la réponse à cette question, mais il nous semble important de souligner deux points :

- dans le passé, le projet de modernisation de l'agriculture et de l'alimentation qui s'est conçu dans l'après-guerre paraissait tout aussi utopique. Les changements techniques, économiques et socio-culturels qui ont eu lieu en seulement 30 ans (1950-1980) ont été du même ordre de magnitude que ceux qui sont envisagés ici. Et il est établi que beaucoup d'acteurs

doutaient fort de la possibilité d'engager ce projet, qui avait aussi ses opposants dans le monde économique et politique. Autrement dit, on est intellectuellement autorisé à penser un changement radical, même s'il est clair que le futur ne sera pas la répétition de ce qui s'est passé dans l'après-guerre ;

- si on identifie bien les verrouillages qui rendent le projet porté dans TYFA difficile, il y a aussi des forces à l'œuvre qui permettent d'envisager que les lignes bougent. Les hypothèses de TYFA ne sont pas « hors sol » et s'inscrivent dans un mouvement social plus large : qui questionne l'usage de pesticides ; qui se soucie de sa santé alimentaire ; qui s'inquiète conjointement du changement climatique, du bien-être animal et, plus récemment sans doute mais de manière particulièrement nette nous semble-t-il, de la disparition des insectes et des oiseaux, etc. En face de ces attentes parfois contradictoires, il y a des réponses peu satisfaisantes. Il n'est qu'à considérer que depuis 25 ans la PAC est en perpétuelle « réforme » autour des enjeux environnementaux et... budgétaires (l'agriculture conventionnelle ou « intelligente » coûte cher). La réponse par la seule efficacité technique ne convainc pas. Les verrouillages sont donc forts, mais les pressions pour les faire sauter aussi et, pour beaucoup, des mécanismes sont à l'œuvre qui nous semblent significatifs : la consommation de viande diminue du fait d'une évolution des attentes des consommateurs davantage que des seuls signaux prix, les distributeurs valorisent une transparence autour du bio et des produits de qualité, des producteurs expérimentent et mettent déjà en œuvre les ateliers que nous avons mobilisés dans TYFAM. Nous ne détaillons pas dans cette conclusion, ce serait l'objet d'une analyse entière, mais, là encore, on est autorisé à penser une transition. L'état de l'environnement est tel que c'est une tâche urgente et l'on retrouve ici ce qui est annoncé au tout début de ce document : il faut se donner dix ans, non pas pour atteindre une Europe entièrement agroécologique à cet horizon, mais pour engager un mouvement qui rende cette perspective crédible.

5.3. Les perspectives de TYFA : les implications socio-économiques, politiques et trajectoires

Ce rapport a présenté la base agronomique du scénario TYFA. Il permet de démontrer la faisabilité technique d'une transition agroécologique telle qu'envisagée par le jeu d'hypothèse proposé dans la partie 3. Il ouvre cependant autant de questions

qu'il en résout : en démontrant la plausibilité biotechnique (sur le double plan agronomique et alimentaire) d'une transformation radicale de notre système alimentaire, il nous questionne en retour sur les implications socio-économiques, les conditions politiques et les trajectoires envisageables d'une telle transformation. S'il ne s'agit pas évidemment dans cette conclusion de traiter ces questions, qui justifieront à elles seules un travail important dans les mois et années qui viennent, nous souhaiterions préciser quelque peu leurs contours.

Sur le plan socio-économique, quatre questions nous semblent centrales :

1. quelles sont les implications de TYFA pour les revenus des producteurs ? Répondre à cette question suppose de s'interroger sur la manière dont les filières et les systèmes de production pourraient (ou devraient) se transformer pour être cohérents avec l'image agronomique *globale* esquissée ici, et sur leurs conséquences économiques. Par exemple : à quelles conditions les hypothèses sur les pratiques agronomiques, qui vont entraîner au moins dans un premier temps une augmentation des coûts de production, ne vont pas conduire à une chute des revenus pour les producteurs – qui sont déjà au plus bas ;

2. quelles sont les implications pour les prix alimentaires à la consommation ? Ici, une des questions les plus prégnantes porte sur l'accessibilité économique à l'alimentation. En effet, l'augmentation des coûts de production déjà évoquée semble devoir se traduire par une augmentation similaire des prix à la consommation afin de maintenir un revenu décent aux producteurs. Quid dans ce cas des ménages les moins aisés et de leur capacité à se nourrir convenablement ?

3. le scénario TYFA est-il générateur ou destructeur d'emplois ? Comment les filières et les territoires pourraient-ils se reconfigurer dans le contexte de TYFA, avec quelles conséquences pour l'emploi ?

4. quelle prise en charge collective et cohérente des enjeux sociaux et politiques ? Les justifications de TYFA sont pour beaucoup considérées aujourd'hui comme des externalités de l'acte de production (environnement, santé). Internaliser les enjeux de multifonctionnalité associés à la production est l'enjeu politique central de TYFA et invite à reconsidérer le contrat social et politique sur l'agriculture.

Prises ensembles, ces questions renvoient à une problématique qui peut s'exprimer en termes de « transition juste » : comment rendre la transition agroécologique souhaitable et la plus juste possible d'un point de vue social/sociétal ? Chercher à y répondre suppose ainsi d'interroger de manière approfondie les évolutions *politiques* nécessaires à cette transition. Si les secteurs de politiques publiques concernées par TYFA sont multiples, cinq en particulier nous semblent devoir faire l'objet d'une attention particulière car elles façonnent toutes ensemble le champ des possibles pour la transition : les politiques commerciales et de concurrence intracommunautaire ? (parce que la mise en concurrence avec le reste du monde est problématique) ; la politique alimentaire (parce qu'il y a besoin d'orienter les comportements alimentaires) ; la politique agricole (parce qu'il y a besoin de repenser la distribution de l'argent public) ; les politiques environnementale et sanitaire (parce qu'il y a besoin d'internaliser les enjeux environnementales et sanitaires dans les politiques agricoles et commerciales). Mettre en cohérence ces cinq secteurs de politiques publiques n'est évidemment pas chose aisée ; c'est bien tout l'enjeu de mettre en place une politique *alimentaire* commune, telle que l'appelle par exemple de ses vœux le panel d'experts sur les systèmes alimentaires durables (IPES-Food). ■

RÉFÉRENCES

- ADEME, (2010). *Les avis de l'ADEME. La méthanisation agricole*. Angers, Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, 2 p.
- ADEME, Bolo P. & Boutot L., (2011). *Démarche d'analyse territoriale de l'énergie et des GES pour l'agriculture et la forêt. Présentation et guide de mise en œuvre de ClimAgri*. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, 50 p.
- Afssa, (2003). Évaluation nutritionnelle et sanitaire des aliments issus de l'agriculture biologique. Maison-Alfort, Agence française de sécurité sanitaire des aliments, 236 p.
- Afsset & ORP, (2010). *Exposition de la population générale aux résidus de pesticides en France*. Paris, Agence française de sécurité sanitaire, de l'environnement et du travail & Observatoire des résidus de pesticides, 354 p.
- Altieri M.A., (1989). Agroecology: A New Research and Development Paradigm for World Agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 27, 37-46.
- Anglade J., Billen G. & Garnier J., (2015). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere*, 6 (3), 1-24.
- ANSES, (2016a). *Composition nutritionnelle des aliments TABLE Ciqual version 2016*. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail – <https://pro.anses.fr/tableciqual/>.
- ANSES, (2016b). *Actualisation des repères du PNNS : révision des repères de consommations alimentaires. Avis de l'ANSES*. Maison Alfort, Agence nationale de la sécurité sanitaire, alimentation, environnement, travail, 82 p.
- Badgley C., Moghtader J., Quintero E., Zakem E., Chappell M.J., Aviles-Vazquez K., Samulon A. & Perfecto I., (2007). Organic agriculture and the global food supply. *Renewable agriculture and food systems*, 22 (2), 86-108.
- Barataud F., Foissy D., Fiorelli J.-L., Beaudoin N. & Billen G., (2015). Conversion of a Conventional to an Organic Mixed Dairy Farming System: Consequences in Terms of N Fluxes. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 39 (9), 978-1002.
- Barbier M. & Elzen B. (Eds.), (2012). *System innovations, knowledge regimes, and design practices towards transitions for sustainable agriculture*. Paris, INRA.
- Barbieri P., (2001). Weed management in organic agriculture: are we addressing the right issues? *Weed Research*, 42, 177-183.
- Barbieri P., Pellerin S. & Nesme T., (2017). Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Scientific reports*, 7 (1), 13761.
- Beketov M.A., Kefford B.J., Schäfer R.B. & Liess M., (2013). Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (27), 11039-11043.
- Bellarby J., Tirado R., Leip A., Weiss F., Lesschen J.P. & Smith P., (2013). Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. *Global change biology*, 19 (1), 3-18.
- Benton T.G., Vickery J.A. & Wilson J.D., (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18 (4), 182-188.
- Billen G., Silvestre M., Grizzetti B., Leip A., Garnier J., Voss M., Howarth R., Bouraoui F., Lepistö A., Kortelainen P., Johnes P., Curtis P.D., Humborg C., Smedberg E., Øyvind K., Ganeshram R., Beusen A. & Lancelot C. (2011). Nitrogen flows from European regional watersheds to coastal marine waters. In: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. Van Grinsven & B. Grizzetti (Eds.), *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 271-298.
- Billen G., Le Noë J. & Garnier J., (2018). Two contrasted future scenarios for the French agro-food system. *Science of the Total Environment*, 637, 695-705.
- Blundell J.E., Baker J.L., Boyland E., Blaak E., Charzewska J., de Henauf S., Frühbeck G., Gonzalez-Gross M., Hebebrand J., Holm L., Kriacioniene V., Lissner L., Oppert J.M., Schindler K., Silva A.M. & Woodward E., (2017). Variations in the Prevalence of Obesity Among European Countries, and a Consideration of Possible Causes. *Obesity Facts*, 10 (1), 25-37.
- Bordeaux C., (2015). *L'alimentation des volailles en agriculture biologique*. ITAB, IBB, Chambres d'Agriculture, INRA, ITAVI, 68 p.
- Bouvarel I., Pottiez E., Magdelaine P., Seguin F., Conan S., Pineau C., Dennery G., Landraut M., Riffard C. & Guyot M., (2013). AVIBIO: des systèmes durables pour dynamiser l'AViculture BIOlogique. *Innovations Agronomiques*, 30, 13-25.
- Bretagnolle V., Berthet E., Gross N., Gauffre B., Plumejeaud C., Houte S., Badenhausser I., Monceau K., Allier F., Monestiez P. & Gaba S., (2018). Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. *Science of The Total Environment*, 627, 822-834.
- Bruins M.E. & Sanders J.P.M., (2012). Small-scale processing of biomass for biorefinery. *Biofuels, Bioproducts, Biorefining*, 6, 135-145.
- Calvar C., (2015). *Quoi de neuf en élevage de porcs biologiques? Le point sur la filière, la réglementation, la conduite d'élevage et les résultats de la recherche*. Rennes, Chambres d'agriculture de Bretagne – Pôle porcs, 12 p.
- Campbell B.M., Beare D.J., Bennett E.M., Hall-Spencer J.M., Ingram J.S.I., Jaramillo F., Ortiz R., Ramankutty N., Sayer J.A. & Shindell D., (2017). Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society*, 22 ((4)), 8.
- Castanheira É.G. & Freire F., (2013). Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. *Journal of Cleaner Production*, 54, 49-60.
- CEAS & EFNCP, (2000). *The Environmental Impact of Dairy Production in the EU: practical options for the improvement of the environmental impact*. Brussels, European Commission – DG XI, 176 p.

- Chambres d'agriculture, EDE & Institut de l'Élevage, (2014). *Référentiel des réseaux d'élevage Auvergne, Lozère, Aveyron*. INOSYS & Réseaux d'élevage, 93 p.
- Cochet H., Devienne S. & Dufumier M., (2007). L'agriculture comparée, une discipline de synthèse ? *Économie Rurale*, 297-298, 99-112.
- Colona P. & Valceschini E. (2017). La bioéconomie : vers une nouvelle organisation des systèmes agricoles et industriels ? In: G. Allaires & B. Daviron (Eds.), *Transformations agricoles et agroalimentaires. Entre écologie et capitalisme*. Paris, Quæ, pp. 153-166.
- Connor D., (2008). Organic agriculture cannot feed the world. *Field Crops Research*, 106 (2), 187-190.
- Connor D.J., (2013). Organically grown crops do not a cropping system make and nor can organic agriculture nearly feed the world. *Field Crops Research*, 144 (20), 145-147.
- Coquil X., Fiorelli J.-L., Blouet A. & Mignolet C. (2014). Experiencing organic mixed crop dairy systems: a step-by-step design centred on a long-term experiment. In: S. Bellon & S. Penvern (Eds.), *Organic farming, prototype for sustainable agricultures*. Springer, pp. 201-217.
- Couturier C., (2014). *La méthanisation rurale, outil des transitions énergétique et agroécologique* Toulouse, Association Solagro, 11 p.
- Couvreur S., Hurtaud C., Lopez C., Delaby L. & Peyraud J.-L., (2006). The linear relationship between the proportion of fresh grass in the cow diet, milk fatty acid composition, and butter properties. *Journal of Dairy Science*, 89 (6), 1956-1969.
- Creamer R.E., Brennan F., Fenton O., Healy M.G., Lalor S.T.J., Lanigan G.J., Regan J.T. & Griffiths B.S., (2010). Implications of the proposed Soil Framework Directive on agricultural systems in Atlantic Europe – a review. *Soil Use and Management*, 26 (3), 198-211.
- Cuyppers D., Geerken T., Gorissen L., Lust A., Peters G., Karstensen J., Prieler S., Fisher G.n., Hizsnyik E. & Van Velthuizen H., (2013). *The impact of EU consumption on deforestation: Comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation*. Brussels, European Commission – DG Environment, 108 p.
- De Ponti T., Rijk B. & Van Ittersum M.K., (2012). The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural systems*, 108, 1-9.
- de Vries W., Leip A., Reinds G.J., Kros J., Lesschen J.P., Bouwman A.F., Grizzetti B., Bouraoui F., Butterbach-Bahl K., Bergamaschi P. & Winiwarter W. (2011). Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. Van Grinsven & B. Grizzetti (Eds.), *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 317-344.
- 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 (3-4), 392-402.
- Delaunay A., Mir C., Marty-Chastan C., Rance E., Guériaux D. & Tessier R., (2017). *Utilisation des produits phytopharmaceutiques – Rapport*. Paris, RAPPORT IGAS N°2017-124R / CGEDD N°011624-01 / CGAAER N°17096, 216 p.
- Devun J. & Guinot C., (2012). Alimentation des bovins: rations moyennes et autonomie alimentaire. *Collection Résultats, Idele, CR 00*, 12 (39), 005.
- DG AGRI, (2017). *Agri-food trade statistical factsheets – European Union / Extra EU 28*. Brussels, Directorate-General for Agriculture and Rural Development, 8 p.
- Dumont B., Dupraz P., Aubin J., Benoit M., Bouamra-Mechemache Z., Chatellier V., Delaby L., Delfosse C., Dourmad J.Y., Duru M., Frappier L., Friant-Perrot M., Gaigné C., Girard A., Guichet J.L., Havlik P., Hostiou N., Huguenin-Elie O., Klumpp K., Langlais A., Lemauviel-Lavenant S., Le Perchec S., Lepiller O., Méda B., Ryschawy J., Sabatier R., Veissier I., Verrier E., Vollet D., Savini I., Hercule J. & Donnars C., (2016). *Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe*. Paris, Synthèse de l'expertise scientifique collective INRA, 133 p.
- EC, (2013). *The impact of EU consumption on deforestation: Comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation*. Bruxelles, vito – Cicero – IAASA, 210 p.
- EC, (2017). *Communication from the Commission: The Future of Food and Farming*. Brussels, European Commission, 26 p.
- EC, (2018). *Recipe for change: An agenda for a climate-smart and sustainable food system for a healthy Europe – Report of the EC FOOD 2030 Independent Expert Group*. Brussels, European Commission – Directorate-General for Research and Innovation, 140 p.
- EEA, (2005). *Agriculture and environment in EU-15 – the IRENA indicator report*. Copenhagen, European Environment Agency, 128 p.
- EEA, (2015). *Living in a changing climate*. Copenhagen, European Environmental Agency, 70 p.
- EEA, (2017). *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report*. Luxembourg, Publications Office of the European Union, 419 p.
- EFSA, (2010). Scientific opinion on establishing food-based dietary guidelines – Panel on Dietetic Products, Nutrition, Allergies. *EFSA Journal*, 8 (3), 1460.
- EFSA, (2017a). *Dietary Reference Values for nutrients. Summary Report*. Brussels, European Food Safety Authority, 92 p.
- EFSA, (2017b). *EFSA Comprehensive European Food Consumption Database*. European Food Safety Authority – <https://www.efsa.europa.eu/en/food-consumption/comprehensive-database>.
- Emmann C.H., Guenther-Lübbbers W. & Theuvsen L., (2013). Impacts of biogas production on the production factors land and labour – current effects, possible consequences and further research needs. *International Journal on Food System Dynamics*, 4 (1), 38-50.
- Esculier F., Le Noë J., Barles S., Billen G., Créno B., Garnier J., Lesavre J., Petit L. & Tabuchi J.-P., (2018). The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: A regionalized analysis of a water-agro-food system. *Journal of Hydrology*.
- Eurostat, (2013). *Nutrient Budgets – Methodology and Handbook. Version 1.02*. Luxembourg, Eurostat and OECD.

- Eurostat, (2017). Agriculture and environment - pollution risks. http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agriculture_and_environment_-_pollution_risks.
- Eurostat, (2018). Agri-environmental indicator - gross nitrogen balance. http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_gross_nitrogen_balance_-_Analysis_at_EU_level.
- Fahrig L., Baudry J., Brotons L., Burel F.G., Crist T.O., Fuller R.J., Sirami C., Siriwardena G.M. & Martin J.L., (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 14 (2), 101-112.
- FAO Stat, (2018). *Food balance sheets*. Food and Agricultural Organisation of the United Nations.
- Farrugia A. & Simon J., (1994). Déjections et fertilisation organique au pâturage. *Fourrages*, 139, 231-253.
- Garnett T., Appleby M.C., Balmford A., Bateman I.J., Benton T.G., Bloomer P., Burlingame B., Dawkins M., Dolan L. & Fraser D., (2013). Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Science*, 341 (6141), 33-34.
- Garnett T., Godde C.c., Muller A., Röös E., Smith P., de Boer I., zu Ermgassen E., Herrero M., van Middelaar C., Schader C. & van Zanten 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*. Oxford, Food Climate Research Network, 127 p.
- Gebauer S.K., Psota T.L., Harris W.S. & Kris-Etherton P.M., (2006). n-3 Fatty acid dietary recommendations and food sources to achieve essentiality and cardiovascular benefits. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 83 (6), 1526S-1535S.
- Geels F.W., (2005). Processes and patterns in transitions and system innovations: Refining the co-evolutionary multi-level perspective. *Technological Forecasting and Social Change*, 72 (6), 681-696.
- Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W.W., Emmerson M., Morales M.B., Ceryngier P., Liira J., Tschardt T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M., Clement L.W., Dennis C., Palmer C., Oñate J.J., Guerrero I., Hawro V., Aavik T., Thies C., Flohre A., Hänke S., Fischer C., Goedhart P.W. & Inchausti P., (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11 (2), 97-105.
- Gliessman S.R., (2007). *Agroecology: the Ecology of Sustainable Food Systems*. New York, Taylor & Francis
- Godard O., (1994). Le développement durable : paysage intellectuel. *Nature, Sciences, Société*, 2 (4), 309-322.
- Godard O., (2005). The Precautionary Principle. Between Social Norms and Economic Constructs. *Cahiers de l'Ecole Polytechnique-CNRS. Paris*, 2005 (020), 1-33.
- Gonthier D.J., Ennis K.K., Farinas S., Hsieh H.-Y., Iverson A.L., Batáry P., Rudolphi J., Tschardt T., Cardinale B.J. & Perfecto I., (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 281 (1791), 20141358.
- Guyomard H. (Ed.) (2013). *Vers des agricultures à hautes performances. Volume 1. Analyse des performances de l'agriculture biologique*. Paris, INRA, 368 p.
- Halada L., Evans D., Romão C. & Petersen J.-E., (2011). Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodiversity and Conservation*, 20 (11), 2365-2378.
- Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D. & de Kroon H., (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12 (10), e0185809.
- Harmann A. & Fritz T., (2018). *Le commerce à tout prix ? Analyse d'accords de libre-échange en cours de négociation par l'Union européenne avec le Mercosur (Argentine, Brésil, Uruguay, Paraguay), Mexique, Japon, Vietnam et Indonésie*. Paris, FoodWatch – Powershift, 63 p.
- Hart K., Alen B., Keenleyside C., Nanni S., Maréchal A., Paquel K., Nesbit M. & Ziemann J., (2017). *The consequences of climate change for EU agriculture. Follow-up to the COP 21 - UN Paris Climante Change Conference*. Brussels, European Parliament, 136 p.
- Herrmann A., (2013). Biogas production from maize: current state, challenges and prospects. 2. Agronomic and environmental aspects. *Bioenergy research*, 6 (1), 372-387.
- HLPE, (2014). *Food losses and waste in the context of sustainable food systems*. High Level Panel of Expert of the Committee on World Food Security, 116 p.
- Höglund-Isaksson L., Winiwarter W., Purohit P., Rafaj P., Schöpp W. & Klimont Z., (2012). EU low carbon roadmap 2050: Potentials and costs for mitigation of non-CO2 greenhouse gas emissions. *Energy Strategy Reviews*, 1 (2), 97-108.
- Hou Y., Bai Z., Lesschen J.P., Staritsky I.G., Sikirica N., Ma L., Velthof G.L. & Oenema O., (2016). Feed use and nitrogen excretion of livestock in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 218, 232-244.
- Hübner K., Deman A.-S. & Balik T., (2017). EU and trade policy-making: the contentious case of CETA. *Journal of European Integration*, 39 (7), 843-857.
- Huyghe C., De Vlieghe A., Van Gils B. & Peeters A., (2014). *Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies*. Paris, Editions Quae
- Inger R., Gregory R., Duffy J.P., Stott I., Voříšek P. & Gaston K.J., (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology letters*, 18 (1), 28-36.
- Inserm, (2013). *Pesticides – Effets sur la santé – Synthèse et recommandations*. Paris, Expertise collective, 146 p.
- IPBES, (2016). *Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*. Bonn, Germany, S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo, J. C. Biesmeijer, T. D. Breeze, L. V. Dicks, L. A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele, A. J. Vanbergen, M. A. Aizen, S. A. Cunningham, C. Eardley, B. M. Freitas, N. Gallai, P. G. Kevan, A. Kovács-Hostyánszki, P. K. Kwapong, J. Li, X. Li, D. J. Martins, G. Nates-Parra, J. S. Pettis, R. Rader, and B. F. Viana (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 36 p.

- Johnston J.L., Fanzo J.C. & Cogill B., (2014). Understanding sustainable diets: a descriptive analysis of the determinants and processes that influence diets and their impact on health, food security, and environmental sustainability. *Advances in Nutrition: An International Review Journal*, 5 (4), 418-429.
- Jurjanz S. & Roinsard A., (2014). Valorisation de l'herbe par des truies plein-air. *ALTERAGRI* (125), 25-28.
- Klimek S., Hofmann M. & Isselstein J., (2007). Plant species richness and composition in managed grasslands: the relative importance of field management and environmental factors. *Biological conservation*, 134 (4), 559-570.
- Labbouz B., (2014). *Sécurité alimentaire et futurs de l'agriculture mondiale. Comprendre un forum prospectif international en émergence et réfléchir aux façons d'y intervenir*. Thèse de doctorat en Sciences de l'environnement, AgroParisTech, Paris, 695 p.
- 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. *Environmental Research Letters*, 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. *Environmental Research Letters*, 11, 14.
- Lavalle C., Micale F., Houston T.D., Camia A., Hiederer R., Lazar C., Conte C., Amatulli G. & Genovese G., (2009). Climate change in Europe. 3. Impact on agriculture and forestry. A review. *Agronomy for sustainable Development*, 29 (3), 433-446.
- Le Mouel C., Marajo-Petitzon E., Mora O. & de Lattre-Gasquet M., (2016). *Agrimonde-Terra foresight: Land use and food security in 2050 – Hypotheses about the future of the drivers of the “land use and food security” system and their translation into quantitative hypotheses*. Paris, Cirad-INRA, 43 p.
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.-P. & Trommetter M., (2008). *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*. Paris, INRA – Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, 116 p.
- Lebov J., Grieger K., Womack D., Zaccaro D., Whitehead N., Kowalczyk B. & MacDonald P.D.M., (2017). A framework for One Health research. *One Health*, 3, 44-50.
- Leip A., Achermann B., Billen G., Bleeker A., Bouwman A., de Vries W., Dragosits U., Doring U., Fernall D., Geupel M., Herolstab J.r., Johnes P., Le Gall A.C., Monni S., Nevečeňal R., Orlandini L., Prud'homme M., Reuter H.I., Simpson D., Seufert G., Spranger T., Sutton M.A., van Aardenne J., Voß M. & Winiwarter W. (2011). Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. Van Grinsven & B. Grizzetti (Eds.), *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 345-376.
- Liu Y., Wu L., Baddeley J.A. & Watson C.A. (2011). Models of biological nitrogen fixation of legumes. In: *Sustainable Agriculture Volume 2*. Springer, pp. 883-905.
- Lukowicz C., Ellero-Simatos S., Régnier M., Polizzi A., Lasserre F., Montagner A., Lippi Y., Jamin E.L., Martin J.-F. & Naylies C., (2018). Metabolic Effects of a Chronic Dietary Exposure to a Low-Dose Pesticide Cocktail in Mice: Sexual Dimorphism and Role of the Constitutive Androstane Receptor. *Environmental health perspectives*, 126 (6).
- Maciel V.G., Zortea R.B., Grillo I.B., Ugaya C.M.L., Einloft S. & Seferin M., (2016). Greenhouse gases assessment of soybean cultivation steps in southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 131, 747-753.
- Meynard J.-M., Charlier A., Charrier F., Fares M.h., Le Bail M., Magrini M.-B. & Messéan A., (2013a). La spécialisation à l'oeuvre. *OCL*, 20 (4), D402.
- Meynard J.-M., Messéan A., Charlier A., Charrier F., Fares M., Le Bail M., Magrini M.-B. & Savini I., (2013b). *Freins et leviers à la diversification des cultures. Etude au niveau des exploitations agricoles et des filières. Synthèse du rapport d'étude*. Paris, INRA, 52 p.
- Meynard J.-M., Jeuffroy M.-H., Le Bail M., Lefèvre A., Magrini M.-B. & Michon C., (2017). Designing coupled innovations for the sustainability transition of agrifood systems. *Agricultural Systems*, 157 (Supplement C), 330-339.
- Mithril C., Dragsted L.O., Meyer C., Blauert E., Holt M.K. & Astrup A., (2012). Guidelines for the new Nordic diet. *Public health nutrition*, 15 (10), 1941-1947.
- Moraine M., Grimaldi J., Murgue C., Duru M. & Therond O., (2016). Co-design and assessment of cropping systems for developing crop-livestock integration at the territory level. *Agricultural Systems*, 147, 87-97.
- Mozaffarian D., (2016). Dietary and policy priorities for cardiovascular disease, diabetes, and obesity: a comprehensive review. *Circulation*, CIRCULATIONAHA.115.018585.
- Muller A., Schader C., Scialabba N.E.-H., Brüggemann J., Isensee A., Erb K.-H., Smith P., Klocke P., Leiber F. & Stolze M., (2017). Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature communications*, 8 (1), 1290.
- Muneret L., Mitchell M., Seufert V., Aviron S., Pétillon J., Plantegenest M., Thiéry D. & Rusch A., (2018). Evidence that organic farming promotes pest control. *Nature Sustainability*, 1 (7), 361.
- Nowak B., Nesme T., David C. & Pellerin S., (2013). To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environmental Research Letters*, 8 (4), 044045.
- Oenema O., Kros H. & de Vries W., (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2), 3-16.
- Paillard S., Treyer S. & Dorin B., (2010). *Agrimonde. Scénarios et défis pour nourrir le monde en 2050*. Paris, Quae, 295 p.
- Parlement Européen, (2018). *Rapport sur une stratégie européenne pour la promotion des cultures protéagineuses (2017/2116(INI))*. Bruxelles, Rapporteur : Jean Paul Denanot, 28 p.

- Pärtel M., Bruun H.H. & Sammuli M., (2005). Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland Science in Europe*, 10, 1-14.
- Pe'er G., Dicks L.V., Visconti P., Arlettaz R., Báldi A., Benton T.G., Collins S., Dieterich M., Gregory R.D., Hartig F., Henle K., Hobson P.R., Kleijn D., Neumann R.K., Robijns T., Schmidt J., Shwartz A., Sutherland W.J., Turbé A., Wulf F. & Scott A.V., (2014). EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science*, 344 (6188), 1090-1092.
- Pelosi C.I., Barot S.b., Capowiez Y., Hedde M.I. & Vandenbulcke F., (2014). Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 199–228.
- Perez-Dominguez I., Fellmann T., Weiss F., Witzke P., Barreiro-Hurle J., Himics M., Jansson T., Salputra G. & Leip A., (2016). *An economic assessment of GHG mitigation policy options for EU agriculture (EcAMPA 2)*. JRC Science for Policy Report, EUR 27973 EN, 130 p.
- Peyraud J.-L., Cellier P., Donnars C., Réchauchère O., Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Delaby L., Dourmad J.Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J.L., Gaigné C., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Rochette P., Vertes F. & Veysset P., (2012). *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres* - Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective. Paris, INRA, 68 p.
- Pflimlin A., Perrot C. & Parguel P. (2006). Diversity of dairy systems and products in France and in Europe: the assets of less favoured areas. In: R. Rubino, L. Sepe, A. Dimitriadou & A. Gibon (Eds.), *Livestock farming systems – Product quality based on local resources leading to improved sustainability*. p. 293. Vol. 118.
- Pflimlin A., (2013). Évolution des prairies et des systèmes d'élevage herbagers en Europe: bilan et perspectives. *Fourrages*, 216, 275-286.
- Pisa L.W., Amaral-Rogers V., Belzunces L.P., Bonmatin J.-M., Downs C.A., Goulson D., Kreuzweiser D.P., Krupke C., Liess M. & McField M., (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1), 68-102.
- Plachter H. & Hampicke U., (2010). *Large-scale livestock grazing: a management tool for nature conservation*. Springer Science & Business Media
- Ponisio L.C., M'Gonigle L.K., Mace K.C., Palomino J., de Valpine P. & Kremen C., (2015). Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proc. R. Soc. B*, 282 (1799), 20141396.
- Poux X., (2004). Une analyse environnementale des accords de Luxembourg: une nécessaire réforme de la réforme. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 51 (51), 5-18.
- Poux X., Beaufoy G., Bignal E., Hadjigeorgiou I., Romain B. & Sumsel P., (2006). *Study on environmental consequences of Sheep and Goat farming and of the Sheep and Goat premium system*. European Commission – DG AGRI, 139 p.
- Poux X., Narcy J.-B. & Romain B., (2010). Réinvestir le saltus dans la pensée agronomique moderne: vers un nouveau front éco-politique? *L'Espace Politique. Revue en ligne de géographie politique et de géopolitique* (9).
- Raucci G.S., Moreira C.S., Alves P.A., Mello F.F., de Almeida Frazão L., Cerri C.E.P. & Cerri C.C., (2015). Greenhouse gas assessment of Brazilian soybean production: a case study of Mato Grosso State. *Journal of Cleaner Production*, 96, 418-425.
- Réseaux d'élevage, Institut de l'élevage & d'Agriculture C., (2005). *Référentiel technique pour la conduite des troupeaux laitiers en Nord - Pas de Calais - Picardie - Haute-Normandie*. Amiens, 67 p.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin III F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C. & Schellnhuber H.J., (2009). A safe operating space for humanity. *nature*, 461 (7263), 472.
- Röös E., Bajželj B., Smith P., Patel M., Little D. & Garnett T., (2017). Greedy or needy? Land use and climate impacts of food in 2050 under different livestock futures. *Global Environmental Change*, 47, 1-12.
- Rotmans J., Kemp R. & Van Asselt M., (2001). More evolution than revolution: transition management in public policy. *foresight*, 3 (1), 15-31.
- Salado R., Vencovsky D., Daly E., Zamparutti T. & Palfrey R., (2008). *Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Part I: overview report*. Brussels, European Commission, DG ENV, 20 p.
- Saulnier J., (2017). *Une Europe agroécologique est-elle possible en 2050 ? Construction et analyse d'une image agroécologique pour l'Europe en 2050 comme contribution au projet TYFA « Ten years for agroecology »*. Thèse École des Ponts Paris Tech – AgroParisTech, Paris.
- Sautereau N., Benoit M., (2016). Quantification et chiffrage des externalités de l'agriculture biologique, Rapport d'étude ITAB, 136 p
- Sautereau N., Benoit M., (2016). Quantification et chiffrage des externalités de l'agriculture biologique, Rapport d'étude ITAB, 136 p
- Schader C., Muller A., Scialabba N.E.-H., Hecht J., Isensee A., Erb K.-H., Smith P., Makkar H.P.S., Klocke P., Leiber F., Schwegler P., Stolze M. & Niggli U., (2015). Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of The Royal Society Interface*, 12 (113).
- Schott C., Mignolet C. & Meynard J.-M., (2010). Les oléoprotéagineux dans les systèmes de culture : évolution des assolements et des successions culturales depuis les années 1970 dans le bassin de la Seine. *OCL*, 17 (5), 276-291.
- Seufert V., Ramankutty N. & Foley J.A., (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485 (7397), 229.
- Simpson D., Aas W., Bartnicki J., Berge H., Bleeker A., Cuvelier K., Dentener F., Dore T., Erisman J.W. & Fagerli H., (2011a). Atmospheric transport and deposition of reactive nitrogen in Europe.
- Simpson D., Aas W., Bartnicki J., Berge H., Bleeker A., Cuvelier K., Dentener F., Dore T., Erisman J.W., Fagerli H., Flechard C., Hertel O., van Jaarsveld H., Jenkin M., Schaap M., Semeena V.S., Thunis P., Vautard R. & Vieno M. (2011b). Atmospheric transport and deposition of reactive nitrogen in Europe. In: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. Van Grinsven & B. Grizzetti

- (Eds.), *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 298-316.
- Solagro, Couturier C., Charru M., Doublet S. & Pointereau P., (2016). *Le scénario Afterres 2050 version 2016*. Toulouse, Solagro, 93 p.
- Soussana J.-F. & Lemaire G., (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17.
- Stassart P.M., Barret P., Grégoire J.-C., Hance T., Mormont M., Reheul D., Stilmant D., Vanloqueren G. & Visser M. (2012). L'agroécologie : trajectoire et potentiel pour une transition vers des systèmes alimentaires durables. In: D. Van Dam, J. Nizet, M. Streith & P.M. Stassart (Eds.), *Agroécologie entre pratiques et sciences sociales*. Dijon, Éducagri.
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., Snoo G.R.d. & Eden P., (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63 (4), 337-365.
- Stoate C., Báldi A., Beja P., Boatman N., Herzon I., Van Doorn A., De Snoo G., Rakosy L. & Ramwell C., (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of environmental management*, 91 (1), 22-46.
- Sutton M.A. & Billen G. (Eds.), (2011). *European Nitrogen Assessment – Technical Summary*. UK, Cambridge University Press.
- Sutton M.A., Howard C.M., Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., Van Grinsven H. & Grizzetti B. (Eds.), (2011). *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*, Cambridge University Press.
- Tchakérian E. & Bataille J., (2014). Conditions et stratégies de production, performances technicoéconomiques: diversité des systèmes pastoraux ovins viande méditerranéens. p 75-80. *Pastum «Espaces pastoraux, espaces de productions agricoles*.
- Thiebeau P., Badenhauer I., Meiss H., Bretagnolle V., Carrère P., Chagué P., Decourtye A., Maleplate T., Mediene S. & Lecompte P., (2010). Contribution des légumineuses à la biodiversité des paysages ruraux. *Innovations Agronomiques*, 11, 187-204.
- Transport & Environment, (2017). *Reality check – 10 things you didn't know about the EU biofuels policy*. Brussels, T & E briefing, 13 p.
- van Dooren C., Marinussen M., Blonk H., Aiking H. & Vellinga P., (2014). Exploring dietary guidelines based on ecological and nutritional values: A comparison of six dietary patterns. *Food Policy*, 44, 36-46.
- Van Grinsven H.J., Erisman J.W., de Vries W. & Westhoek H., (2015). Potential of extensification of European agriculture for a more sustainable food system, focusing on nitrogen. *Environmental Research Letters*, 10 (2), 025002.
- van Mierlo B., Augustyn A.M., Elzen B. & Barbier M. (2017). AgroEcological Transitions: Changes and breakthroughs in the making. In: *AgroEcological Transitions*. Wageningen University & Research, pp. 9-16.
- Vanloqueren G. & Baret P.V., (2009). How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations. *Research policy*, 38 (6), 971-983.
- Veres A., Petit S., Conord C. & Lavigne C., (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 110-117.
- Vertes F., Jeuffroy M.-H., Louarn G., Voisin A.-S. & Justes E., (2015). Légumineuses et prairies temporaires: des fournitures d'azote pour les rotations. *Fourrages*, 223, 221-232.
- Vertès F., Benoît M. & Dorioz J., (2010). Perennial grass covers and environmental problems (particularly eutrophication): assets and limits. *Fourrages* (202), 83-94.
- von Witzke H. & Noleppa S., (2010). *EU agricultural production and trade: Can more efficiency prevent increasing 'land-grabbing' outside of Europe?* Piacenza, OPERA Research, 36 p.
- Weiss F. & Leip A., (2012). Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: a life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture, ecosystems & environment*, 149, 124-134.
- Weltin M., Zasada I., Piorr A., Debolini M., Geniaux G., Moreno Perez O., Scherer L., Tudela Marco L. & Schulp C.J.E., (2018). Conceptualising fields of action for sustainable intensification – A systematic literature review and application to regional case studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 257, 68-80.
- Westhoek H., Rood T., van de Berg M., Janse J., Nijdam D., Reudink M. & Stehfest E., (2011). *The Protein Puzzle – The consumption and production of meat, dairy and sh in the European Union*. The Hague, PBL – Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Westhoek H., Lesschen J.P., Rood T., Wagner S., De Marco A., Murphy-Bokern D., Leip A., van Grinsven H., Sutton M.A. & Oenema O., (2014). Food choices, health and environment: effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change*, 26, 196-205.
- Wezel A., Bellon S., Doré T., Francis C., Vallod D. & David C., (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29, 503-515.
- Wilcox J. & Makowski D., (2014). A meta-analysis of the predicted effects of climate change on wheat yields using simulation studies. *Field Crops Research*, 156, 180-190.
- Winqvist C., Bengtsson J., Aavik T., Berendse F., Clement L.W., Eggers S., Fischer C., Flohre A., Geiger F., Liira J., Pärt T., Thies C., Tschardt T., Weisser W.W. & Bommarco R., (2011). Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3), 570-579.
- Woodcock B.A., Isaac N.J.B., Bullock J.M., Roy D.B., Garthwaite D.G., Crowe A. & Pywell R.F., (2016). Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications*, 7 (12459).
- WWF & Friends of the Earth Europe, (2014). *LiveWell for LIFE – Final recommendations*. Brussels, 62 p.
- WWF, (2017). *Vers une alimentation bas carbone, saine et abordable – Étude comparative multidimensionnelle de paniers alimentaires durables : impact carbone, qualité nutritionnelle et coûts*. Paris, WWF et ECO2 Initiative, 46 p.
- WWF UK, (2017). *Eating for 2 Degrees UK*. London, WWF UK, 74 p.

ANNEXE

DANS LES COULISSES DE TYFAM : PARAMÉTRAGE ET ORGANISATION DU MODÈLE

La structure logique du modèle

Par sa structure logique, TYFAM est un modèle d'équilibre de biomasse ; il se rapproche d'autres modèles développés au cours de la dernière décennie dans le cadre d'exercices prospectifs similaires : Agribiom (Paillard *et al.*, 2010), Globagri (Le Mouel *et al.*, 2016), modèle SOL (Schader *et al.*, 2015 ; Muller *et al.*, 2017). À la différence de modèles d'équilibre (général ou partiel) de type économétrique, qui bouclent sur un équilibre offre-demande en termes de prix, ces modèles bouclent sur des équilibres quantitatifs de biomasse.

Les variables d'entrée portent sur la demande alimentaire (fonction d'une diète européenne moyenne) et les fractions importées/exportées pour les différents produits. Ces variables fixent une « demande » en production physique de divers produits (céréales, fruits, etc...), moyennant des hypothèses sur le passage d'une consommation unitaire à une production globale (tenant compte de coefficients d'usage et perte notamment).

Les variables de sortie sont l'usage des sols, la production végétale et animale, et le solde du bilan azoté. Concernant ces dernières, le bouclage de TYFAM se fait sur trois équilibres de base⁵² :

Sur les productions végétales :

Somme des usages (alimentation humaine, alimentation animale, semences, industrie) * coeff. gaspillage = production + importations - exportations + Δ stock

Sur les production animales :

Somme du *feed* disponible \geq besoins alimentaires du cheptel

Sur l'azote :

Somme des apports à la sole cultivée > somme des exports

Les catégories de production utilisées dans le modèle

- Pour la production animale
- Pour la production végétale

Les références pour l'azote

Les références pour la fixation symbiotique

Les processus de fixation symbiotique de l'azote sont particulièrement complexes et dépendent de nombreux paramètres : sols (type, composition physico-chimique), climat, variétés, gestion de l'azote minéral. Les mesures sur la fixation d'azote symbiotique par les légumineuses montrent ainsi une grande gamme de valeurs, en particulier en ce qui concerne les parties souterraines, qui restent mal étudiées (Thiebeau *et al.*, 2010 ; Liu *et al.*, 2011 ; Anglade *et al.*, 2015 ; Vertes *et al.*, 2015). Si à ce stade de paramétrage du modèle nous retenons des valeurs moyennes, il faut être conscient que la variabilité autour des médianes est élevée : la sensibilité du modèle à ce paramètre est donc potentiellement élevée. Notons également que moins on apporte d'azote minéral ou provenant des déjections, plus la fixation symbiotique est naturellement élevée (Vertes *et al.*, 2015) : autrement dit, les hypothèses agronomiques d'ensemble de TYFA (où l'azote devient rare) sont en principe plutôt cohérentes avec des valeurs de fixation élevées.

Ces travaux, et en particulier ceux de Anglade *et al.* (2015), constituent une base de référence pour TYFAM, sur la base d'une méta-analyse des valeurs de fixation d'azote constatée dans la littérature à l'échelle européenne. Ces analyses statistiques établissent une très bonne corrélation entre le rendement des légumineuses et la fixation total d'azote aérien :

$$N_{\text{fixé biologiquement dans les parties aériennes}} = \alpha \times \text{rend}^{\text{t}} (\text{t MS}) + \beta^{53}$$

avec des valeurs α et β constatées qui dépendent des cultures.

Par ailleurs, ces mêmes auteurs ont compilé les données permettant d'estimer la part d'azote

52. Le modèle ayant été développé sur une plateforme Excel® sans automatisation des calculs, ces équilibres sont vérifiés et obtenus par itérations successives, en faisant évoluer le jeu d'hypothèses d'entrées. Les hypothèses présentées en partie 3 de ce rapport sont les hypothèses obtenues à l'issue d'un ensemble d'itérations.

53. Les coefficients de corrélation R^2 ont des valeurs élevées, entre 0,62 et 0,83.

fixé dans les parties souterraines et d'établir un coefficient établissant la fixation d'azote totale (aérien + souterrain). Ce coefficient (*BG factor*) dépend de la physiologie des cultures (organisation racinaire par rapport aux parties aériennes) et varie entre 1,3 (relativement peu de parties souterraines, légumineuses grains annuelles) et 1,7 (légumineuses pluriannuelles : trèfle et luzerne par exemple).

Ces paramètres permettent d'estimer la fixation totale d'azote et, en déduisant les exports par les parties aériennes prélevées (grain ou fourrage), on peut estimer la fraction d'azote qui reste en net dans les systèmes de cultures (fraction souterraine et aérienne non exportée).

Le Tableau 22 ne comptabilise que les apports symbiotiques. Dans l'ensemble du calcul du bilan, on déduit les exports pour les protéines grains et légumineuses fourragères (3 % du rendement en MS d'après les tables du Comifer). Pour les prairies temporaires, en l'absence de référence similaire de coefficient d'exportation en fonction du rendement, on considère que l'ensemble des parties aériennes sont exportées et que ne reste dans les systèmes de cultures que la fraction souterraine, estimée à 37 % de l'azote total fixé par (Anglade et al., 2015) : les apports sont donc ici nets d'exports. Pour les légumineuses en intercultures, utilisées comme engrais vert, c'est l'intégralité de l'azote fixé qui est mobilisable dans le système de cultures.

Les références azote pour l'élevage

Pour les productions d'azote par animal, nous avons repris les valeurs établies par le CORPEN, par UGB et par type d'espèces. La circulaire interministérielle du 19 août 2004 précise que la « quantité d'azote épandable déterminée selon les références Corpen tient déjà compte des pertes de composés azotés qui ont lieu dans le bâtiment et au cours d'un stockage de durée moyenne » ; les quantités d'azote sont donc effectivement mobilisables pour les cultures (les pertes par volatilisation se retrouvent dans le bilan GES).

Le Tableau 23 résume les hypothèses de temps de pâturage et en bâtiments (azote maîtrisable) pour les différents systèmes d'élevage.

Les valeurs retenues reflètent deux logiques aux conséquences opposées : une recherche de valorisation de l'azote fourni par les déjections (d'où des temps de séjour élevés pour les vaches laitières et les animaux engraisés « lourds ») et une logique pastorale. Notons que la présence nocturne en étable permet de concentrer l'azote recueilli, les animaux excréant plus d'azote par les pissats le matin (Farrugia & Simon, 1994).

TYFA fait l'hypothèse que toutes les déjections sont valorisées sous forme de fumier. Le modèle intègre cette hypothèse dans les exports de céréales à paille (en fonction de quantités de paille nécessaire calculées par animal).

Tableau 22. Valeurs de fixation symbiotique retenues dans TYFAm comme apport aux systèmes de culture

Culture	Ex. étudiés dans (Anglade, Billen, & Garnier, 2015)	Rendement (t/ha) (Poniso LC, 2015)	N fixé aérien ($\alpha + \beta$) (kg/ha)	BG factor	N total (kg/ha)	valeur moyenne retenue pour TYFAm (kg/ha)
Protéines grains	Lentilles, féveroles, pois	1,57 - 2,28	34-51	1,3-1,4	43-68	58
Légumineuses fourragères	Luzerne, trèfle	8,9	180-240	1,7	300-380	340
Légumineuses dans prairies temporaires (non fertilisées)	Trèfle (30 % de la prairie temporaire)	8,9 (fraction trèfle)	72 (30 % de trèfle)	1,7	122 (30 % trèfle)	45 (correspond à 37 % de N souterrain)
Légumineuses en interculture (engrais vert)	Trèfle	2			100	100

Tableau 23. Hypothèses de temps de séjour des animaux en bâtiment

Type d'animal	Temps de l'année en bâtiment (N maîtrisable)	Commentaire
Vache laitière	90 %	Les vaches laitières restent en étable ou proche de celle-ci.
Vaches allaitantes, génisses, veaux 1-2 ans, ovins et caprins	50 %	Ces animaux passent la belle saison au pâturage et l'hiver en étable.
Génisses, veaux 3 ans	70 %	L'engraissement induit un temps d'étable plus élevé.
Autres animaux (granivores)	100 %	Élevage en bâtiment

Source : notre expertise en l'absence de références accessibles

Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine

Enseignements d'une modélisation
du système alimentaire européen

Xavier Poux (AScA, Iddri), Pierre-Marie Aubert (Iddri)

Avec les contributions de Jonathan Saulnier, Sarah Lumbroso (AScA),
Sébastien Treyer, William Loveluck, Élisabeth Hege, Marie-Hélène Schwoob (Iddri)

www.iddri.org

Institut de recherche indépendant, l'Institut du développement durable et des relations internationales (Iddri) a pour objectif de favoriser la transition vers le développement durable et la prospérité pour tous. L'Iddri identifie les conditions nécessaires pour que le développement durable soit intégré aux politiques publiques et propose des outils pour leur mise en œuvre. Il intervient à différents niveaux, de la coopération internationale aux politiques des pays, villes et entreprises. L'Iddri constitue une plateforme pour faciliter un dialogue transparent entre toutes les parties prenantes (recherche et communauté académique, gouvernements, société civile, secteur privé), tout en garantissant un apprentissage mutuel et la pertinence de ses recherches.

Ses travaux s'articulent autour de quatre agendas thématiques : climat, vers des sociétés résilientes et bas carbone ; biodiversité et écosystèmes, identifier les leviers de changement ; océan, vers une coopération renforcée pour une gestion durable et équitable des ressources marines ; gouvernance du développement durable, les innovations pour le développement durable.

Fondation reconnue d'utilité publique, l'Iddri participe activement au débat sur les politiques publiques, à l'échelle internationale et nationale, et met à la disposition de tous, via son site Internet, ses différentes analyses et propositions, et les partage lors de conférences et séminaires.

Pour en savoir plus sur les activités et les publications de l'Iddri, visitez www.iddri.org

