

# Impacts des prairies sur le cycle de l'azote à l'échelle locale

G. Louarn<sup>1</sup>, P. Barbieri<sup>2</sup>

## RESUME

Les prairies participent à la régulation des cycles biogéochimiques, notamment celui de l'azote, par la fourniture de fourrages riches en protéines, l'accumulation de matière organique dans les sols et l'atténuation des risques de pertes d'azote réactif vers l'environnement. Le maintien, ou la réinsertion de prairies dans les territoires permet en outre de tirer profit des complémentarités culture-élevage en favorisant un meilleur bouclage local des cycles biogéochimiques. Progresser dans la connaissance des fonctions et des flux de matières organiques sous prairies est essentiel pour améliorer leur gestion dans un contexte de changement global et conforter leur rôle dans la transition agroécologique.

## SUMMARY

### Impact of grasslands on the local nitrogen cycle

Grasslands contribute to the regulation of biogeochemical cycles, in particular that of nitrogen, by providing protein-rich fodder, by promoting the accumulation of organic matter in the soil and by mitigating the risks of reactive nitrogen losses towards the environment. Maintaining grasslands in the agricultural territories also makes it possible to take advantage of crop-livestock complementarities by promoting better local closure of biogeochemical cycles. Progress in the knowledge of the functions and flows of organic matter under grassland is essential to consolidate their role in the agroecological transition.

La production de protéines végétales et animales pour l'alimentation est intrinsèquement liée au devenir de l'azote (N) dans les agroécosystèmes, et plus généralement au cycle de l'N. Cet élément est en effet constitutif des acides aminés, briques élémentaires qui servent à élaborer l'ensemble des protéines, et principale voie d'entrée nutritionnelle de l'azote pour les Humains et les animaux.

Pendant des millénaires, l'N, et par voie de conséquences la disponibilité en protéines, a été une denrée rare et limitante au sein des écosystèmes. Historiquement, les civilisations humaines se sont développées aux endroits où cette contrainte a pu être en partie levée par l'agriculture (notamment *via* la culture de légumineuses) et/ou l'élevage (*via* la capacité des ruminants domestiques à valoriser les couverts herbacés et à produire à la fois des protéines animales et des déjections à forte valeur fertilisante, Aykroyd et Doughty, 1982 ; Mazoyer et Roudard, 1997). Les herbivores domestiques ont ainsi depuis longtemps valorisé les surfaces les moins productives et contribué à améliorer la fertilité N des surfaces de cultures plus « nobles ».

Or depuis la révolution industrielle, la découverte du procédé « Haber-Bosch » a permis de produire de

façon industrielle de l'azote ammoniacal et de disposer de fertilisants azotés de synthèse pendant longtemps peu coûteux pour la conduite des cultures. Du point de vue de la production fourragère, cela a conduit à une « révolution fourragère » entraînant progressivement la rationalisation et la réduction de la diversité des prairies, et focalisant de plus en plus l'intérêt des éleveurs sur quelques espèces productives riches en énergies (semis de graminées annuelles ou pérennes, fertilisées en azote). Ce faisant, un forçage des systèmes de production animale par l'azote, *via* la fertilisation N des fourrages ou *via* le recours à des matières riches en protéines importées dans les rations, a entraîné une forme de découplage local des cycles biogéochimiques du carbone (C) et de l'N (Galloway *et al.*, 2003). Les conséquences de la « cascade » de l'azote introduit dans les agroécosystèmes affectent positivement les compartiments cibles valorisant l'N (hausse des productions végétales et animales), mais produisent aussi des impacts négatifs non désirés sur les organismes et compartiments non-cibles de l'environnement (*e.g.* eutrophisation des milieux aquatiques, pollution des eaux souterraines par les nitrates, émissions de gaz à effet de serre... ; Sutton *et al.*, 2011; Leip *et al.*, 2015).

## AUTEURS

1 : INRAE, P3F, 86600 Lusignan, [gaetan.louarn@inrae.fr](mailto:gaetan.louarn@inrae.fr)

2 : INRAE-Bordeaux Sciences Agro UMR 1391 ISPA, CS 20032, 33882, Villenave d'Ornon, France

MOTS-CLES : Prairies, azote, légumineuses, complémentarité herbe-animal, bouclage des cycles

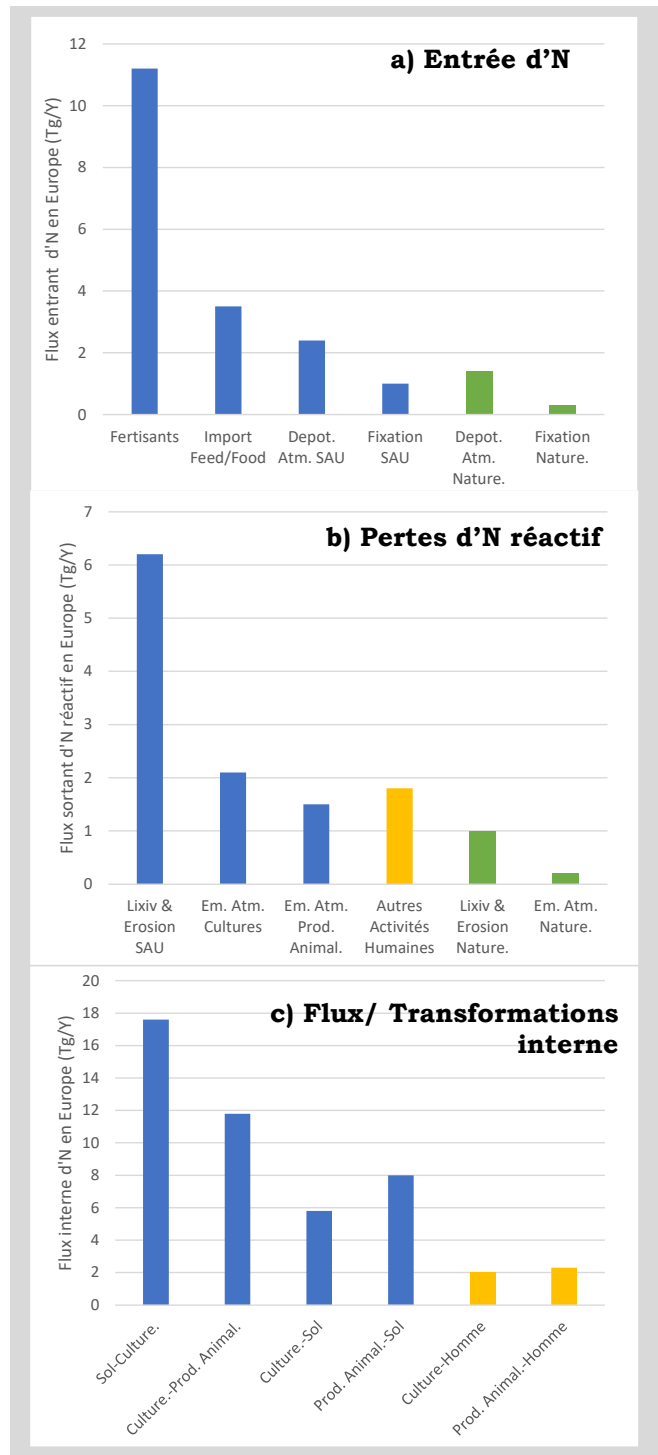
KEY-WORDS: Grasslands, nitrogen, legumes, fodder-animal complementarity, biogeochemical cycles

REFERENCE DE L'ARTICLE : Louarn G., Barbieri P., (2023). « Impacts des prairies sur le cycle de l'azote à l'échelle locale ». *Fourrages* 255, 11-21

A titre d'illustration (Figure 1 ; Fowler *et al.*, 2013), à l'échelle globale des écosystèmes terrestres européens, ce sont près de 91 % des entrées et 76 % des pertes d'azote réactif vers l'environnement qui sont ainsi directement imputables aux activités agricoles. Au-delà de cette empreinte sur les pollutions liées à l'agriculture, c'est également une profonde modification des flux et transformations internes aux écosystèmes qui s'est opérée. Les flux au sein des agroécosystèmes sont à la fois très largement supérieurs aux valorisations directes par l'alimentation humaine, et très fortement interdépendants entre compartiments (sol-culture-élevage). D'un point de vue strictement comptable de l'N, les cultures et l'élevage alimentent bien d'avantage le sol (et inversement) qu'ils n'alimentent directement l'humanité !

Dans l'optique de développer des systèmes plus performants et conservatifs du point de vue des ressources utilisées, il convient de bien comprendre les interdépendances, obligatoires ou optionnelles, qui existent entre les compartiments biogéochimiques de ces systèmes, et les organismes, acteurs et réactions qui pilotent les transformations multiples de l'azote. Les relations qui apparaissent entre cultures et élevages au niveau macroscopiques restent fortes pour le cycle de l'N. Elles résultent à la fois de logiques organisationnelles, de nécessités agronomiques et de contraintes biophysiques qui sont essentielles à prendre en compte et à distinguer pour faire évoluer ces systèmes.

Dans le cadre des journées thématiques de l'AFPF dédiées à l'autonomie protéique des élevages, le présent article vise à explorer le levier que pourrait constituer un renforcement de l'usage de prairies (temporaire, ou permanente ; à base de graminées et/ou légumineuses pérennes et annuelles) dans l'alimentation des ruminants d'élevage pour améliorer différents aspects du cycle de l'azote : le bilan azoté global des productions végétales, l'autonomie protéique des exploitations et des territoires, et les pertes d'N réactifs vers l'environnement (Figure 2).



**FIGURE 1 : Comparaison des principaux flux d'entrée (A), des pertes (B) et des flux internes (C) du cycle de l'azote au niveau des écosystèmes terrestres du continent Européen (adapté d'après Fowler *et al.*, 2013). En bleu les flux liés aux agroécosystèmes et à l'élevage, en vert ceux liés aux écosystèmes naturels et en jaune ceux liés à l'alimentation et aux autres activités humaines**  
**Figure 1 : Comparison of the main input flows (A), losses (B) and internal flows (C) of the nitrogen cycle in terrestrial ecosystems on the European continent (adapted from Fowler *et al.*, 2013). In blue, flows linked to agroecosystems and livestock farming, in green those linked to natural ecosystems and in yellow those linked to food and other human activities.**

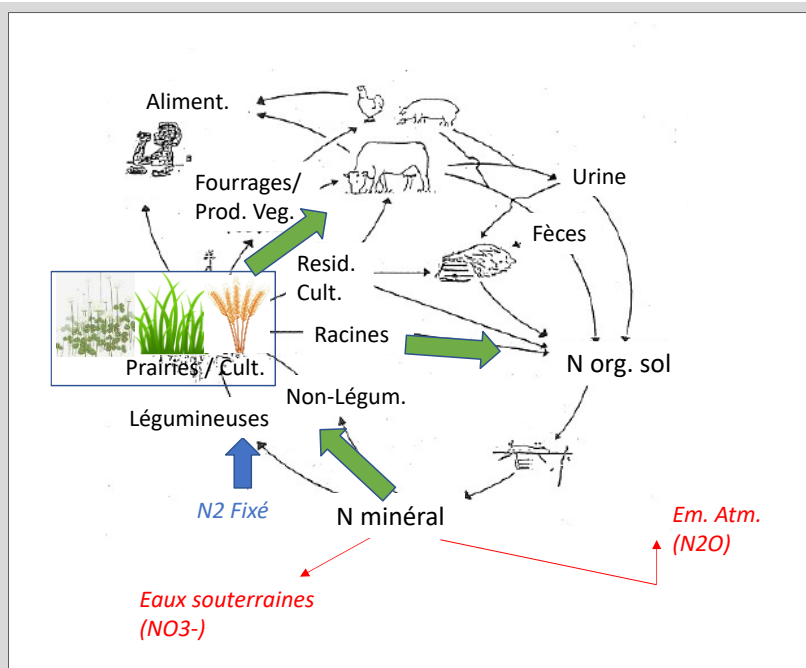


FIGURE 2 : Impact de l'introduction de prairie sur le cycle local de l'N dans les agroécosystèmes. Principaux flux affectés: flèches vertes pour les flux internes; flèches bleues pour les entrées d'N; flèches rouges pour les pertes d'N vers l'environnement.

Figure 2 : Impact of grassland introduction on local N cycling in agroecosystems. Main fluxes affected: green arrows for internal flows; blue arrows for N inputs; red arrows for N losses to the environment.

## 1. Les prairies comme source de fourrages riches en protéines au sein des exploitations

Un élément clé de l'autonomie protéique des élevages de ruminants reste la capacité à valoriser les surfaces cultivables de l'exploitation à des fins de production de protéines directement utilisables par les animaux sous forme de fourrage vert ou séché. Les cultures fourragères permettent de produire des quantités importantes de protéines à l'hectare (Huyghe, 2012 ; Tableau 1).

Connue depuis longtemps, la luzerne apparaît nettement comme la culture permettant la plus forte production de protéines par unité de surface, loin devant les protéagineux, céréales et oléoprotéagineux. Le trèfle violet et les prairies multi-espèces riches en légumineuses (PME) offrent également des capacités de

production élevée par ha, avec des possibilités de s'accommoder à une plus large gamme de conditions pédoclimatiques (Julier *et al.*, 2017). Ces fortes productions de protéines sont liées à la nature même des espèces fourragères en question, qui sont i) **récoltées au stade végétatif pour la totalité de leur biomasse aérienne** (par opposition aux espèces récoltées pour leur grains dont seule une fraction réduite est finalement valorisée) et ii) **ont une capacité d'auto-suffisance en azote grâce à la capacité des légumineuses à fixer symbiotiquement l'azote de l'air**. Il est à noter que même une prairie permanente faiblement productive, peu fertilisée et pauvre en légumineuse, permet une production de protéines moindre que les PME, mais relativement proche de celle apportée par des cultures de colza ou de tournesol qui sont, elles, fertilisées en azote.

Pour les cultures fourragères non légumineuses, la fertilisation azotée est une composante déterminante du

	Luzerne	TV	PME	Prairie perm.	Maïs ens.	Colza	Tournesol	Blé	Pois
Rendement/ha (t)	12	11	11.5	6	18	3	2.4	7	5
Protéines/ha (kg)	2400	2090	2070	480	1260	567	502	770	1150

TABLEAU 1 : Comparaison des rendements en biomasse et en protéines de différentes cultures fourragères. Les cellules grises correspondent à des cultures conduites avec fertilisation azotée (> 100 kg N.ha-1); les cellules claires à des cultures de légumineuses ou des prairies généralement conduites sans fertilisation N. TV : trèfle violet ; PME : prairie multi-espèce riche en légumineuses.

Table 1 : Comparison of biomass and protein yields of different forage crops. Grey cells correspond to crops grown with nitrogen fertilization (> 100 kg N.ha-1); light cells correspond to leguminous crops or grassland generally grown without N fertilization. TV: red clover; PME: multi-species grassland rich in legumes.

niveau de production et de la quantité de protéines atteignable par ha. Pour une culture d'âge donné, la réduction de la fertilisation azotée affecte plus la production de protéines que celle de matière sèche, signifiant ainsi un effet négatif très important sur la qualité du fourrage et sa teneur en azote et en protéines (Gastal *et al.*, 2015). Ce levier est toutefois relativement peu mobilisé sur les fourragères pérennes : plusieurs sources d'enquêtes, et notamment les enquêtes « pratiques en grandes cultures » (Agreste, 2017), rapportent les quantités d'N apportées sur des différentes productions fourragères, et notamment les prairies permanentes et temporaires. Elles révèlent, en cumulant à la fois les apports sous formes minérale (nitrate, ammonium) et organique, que les prairies reçoivent de relativement faibles quantités d'N pour leur conduite, inférieure dans 90 % des cas à 50 kg d'N par an et par ha. Dans le contexte actuel du développement des systèmes de production agroécologiques, **une caractéristique commune des différents types de prairies est ainsi leur très bonne capacité à produire des protéines végétales dans un contexte mobilisant peu d'intrants azotés.**

Une seconde caractéristique est aussi que **dans beaucoup de cas une marge de progrès substantielle est encore possible vis-à-vis de la production de protéines** avec ces systèmes. Ce progrès pourrait passer par une meilleure gestion des **stades de récolte** (*e.g.* adaptation des calendriers de fauches et des variétés dans les systèmes de production de luzerne pour maximiser la quantité de protéines produites plus que le rendement en biomasse), un **pilotage adapté des associations** riches en légumineuses pour préserver leur pérennité sur le moyen/long terme (*i.e.* limiter la disparition des légumineuses) et un arbitrage faisant bénéficier aux prairies d'un **retour de fertilité plus abondant** des matières organiques animales (N et autres éléments) au sein de l'exploitation (Ledgard, 2001 ; Lüscher *et al.*, 2014 ; Julier & Louarn, 2022).

## 2. Une voie d'entrée importante de l'azote dans les agroécosystèmes

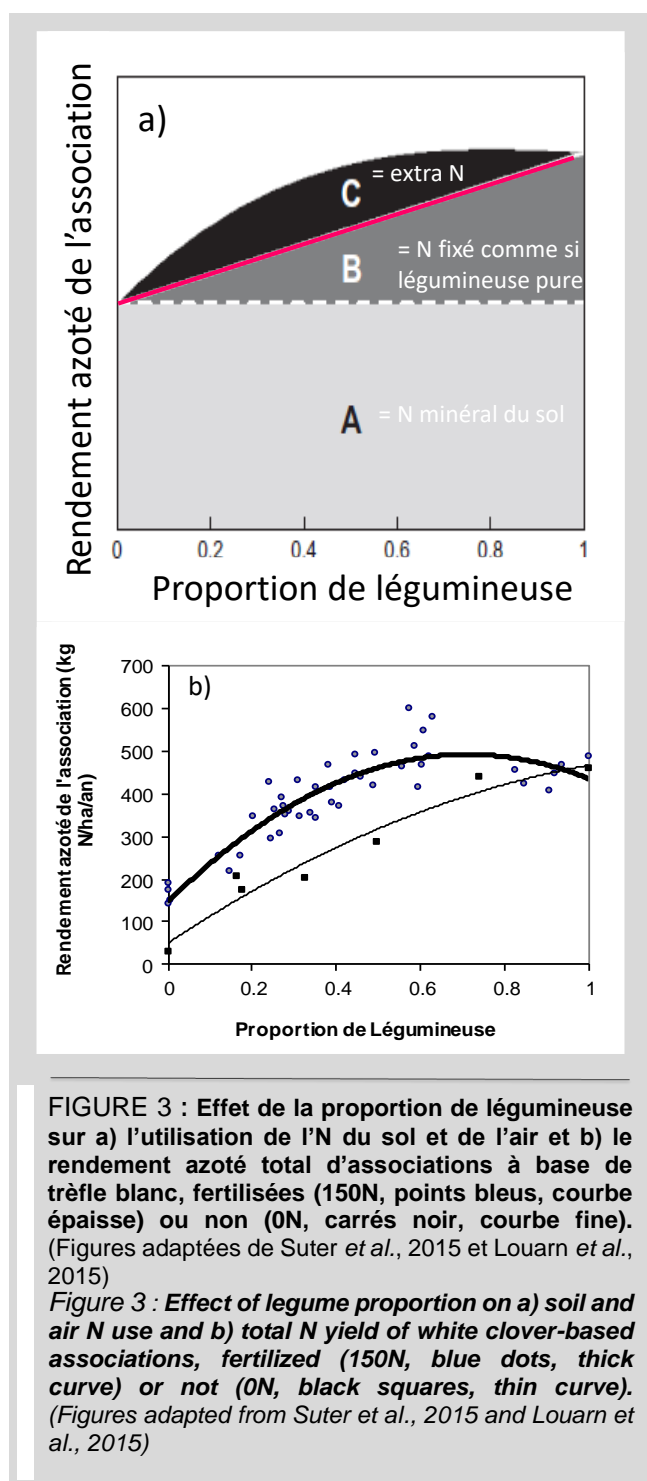
Les prairies, outre leur effet direct sur la valeur protéique des fourrages, produisent des bénéfices indirects mesurables sur le fonctionnement azoté des agroécosystèmes.

En tant que cultures à bas intrants, elles permettent de limiter les forçages initiaux de la « cascade » de l'azote (engrais minéraux appliqués sur fourrages annuels tels que le maïs, concentrés), et de synchroniser et faire correspondre les entrées d'N dans le système avec les besoins des plantes pour leur croissance (majoritairement sous forme d'N biologiquement fixé par les légumineuses : 25-46 kg d'N/t de matière sèche de légumineuse fourragère produite selon les stades et les espèces ; Louarn *et al.*, 2016). **La fixation symbiotique par les légumineuses**

**fourragères est ainsi aujourd'hui la principale source d'azote fixé entrant dans les systèmes agricoles en France** (environ 0,52 Mt, Scheider et Huyghe, 2015) et les prairies permanentes et de longue durée (0,32 Mt), les prairies artificielles de légumineuses (0,08 Mt) et les prairies d'associations (0,07 Mt) y contribuent pour une part significative, nettement plus élevée que les protéagineux (0,05 Mt). Ces entrées restent cependant limitées (12 % du total) par rapport aux quantités d'N minéral (2.1 Mt) et organique (1.8 Mt) utilisés dans les exploitations françaises (statistiques du Citepa pour 2009 cité dans Peyraud *et al.*, 2012). Un levier de diversification de ces entrées existe cependant au travers d'un usage plus important des légumineuses fourragères. A leur pic de production au début des années 1960 (3 millions d'ha de luzerne et trèfle violet étaient alors cultivés en pur en France), les seules prairies artificielles utilisées en tête de rotation ont représenté jusqu'à 1,1 Mt d'azote fixé par an.

L'usage de **prairies riches en légumineuses est aussi un moyen d'améliorer l'efficacité de l'azote** à différents niveaux dans les agroécosystèmes. **A l'échelle de la culture, la production fourragère avec des prairies multi-espèces** associant graminées et légumineuses présentent des rendements en protéines généralement supérieurs à la moyenne des cultures pures de graminées et légumineuses cultivées séparément dans les mêmes conditions (Nyfeler *et al.*, 2011 ; Suter *et al.*, 2015). Ceci tient au fait que la capacité de fixer l'azote atmosphérique de l'air des légumineuses est finement régulée en fonction des conditions de milieu et que la présence de graminées, très concurrentielles pour l'azote minéral, diminue la disponibilité en azote du sol pour les espèces voisines. La culture associée stimule donc la fixation symbiotique des légumineuses, les « forçant » à se spécialiser sur l'utilisation d'azote atmosphérique. Des taux de fixation très élevés, généralement supérieurs à 80-85 % de l'azote total absorbé par les légumineuses sont donc observés dans ces conditions (Vertès *et al.*, 1995 ; Louarn *et al.*, 2015). Cette spécialisation des composantes de l'association pour des sources d'azote différentes **donne lieu à une complémentarité de niche pour l'N, dont les effets bénéfiques sur la production de protéines s'observent indépendamment des combinaisons d'espèces et des climats** (SUTER *et al.*, 2015). Pour une association équilibrée, un surplus de protéines produites à l'ha de 5 à 20 % par rapport aux espèces pures peut ainsi être atteint (Figure 3).

A l'échelle de la rotation de culture, l'introduction de prairies, surtout lorsqu'elles sont riches en légumineuses, bénéficie également au bilan azoté des cultures suivantes dans la succession culturale. Globalement, la question des apports d'azote et de carbone par les résidus des prairies obéit aux mêmes principes dans le cas de légumineuses pures et d'associations, et l'effet « destruction de prairie » par un apport important de biomasse domine par rapport aux



effets de la composition en espèces à même biomasse (Vertès *et al.*, 2007). La quantité d'azote et la composition des résidus disponibles en post-destruction (e.g. rapport C/N) sont néanmoins variables selon les espèces associées, les exportations réalisées (récolte des parties aériennes avant retournement) et les restitutions déjà effectuées en phase prairie (pâturage, mortalité précoce des légumineuses). **La quantité et la composition des résidus affectent la dynamique de décomposition et la disponibilité d'N pour la culture suivante**, avec des impacts significatifs sur le rendement grain et le rendement azoté (e.g. Rasmussen *et al.*, 2012 ; Grange *et al.*, 2022 ; Figure 4). Pour des

associations, un effet précédent équivalent à un apport de 10 à 35 kg N (soit 10 à 25 % de l'azote apporté au sol par les résidus de prairie, Kumar et Goh, 1999) est rapporté par Rasmussen *et al.*, (2012) pour différentes légumineuses associées au ray-grass anglais, luzerne et trèfle violet produisant les effets les plus importants. Grange *et al.* (2022) mentionnent des effets précédents plus faibles des associations par rapport aux légumineuses pures, avec un rendement de la culture suivante augmenté de 20 quintaux avec ces dernières et 10 quintaux avec des associations. Cet effet est directement relié à la proportion des espèces en dernière année de prairie, mais le fait que les résidus soient combinés en association ne semble pas modifier les arrières-effets produits par chaque espèce (Porre *et al.*, 2020). Parmi les arrières-effets azotés les plus importants rapportés, ceux de la luzerne cultivée en pur sont parmi les plus importants. Après une luzerne cultivée pendant 2 ou 3 ans, l'équivalent « fertilisant azoté » peut aller jusqu'à 100-150kg N/ha pour la céréale suivant la destruction de la luzerne (Justes *et al.*, 2001). La minéralisation provient pour environ 60 % de la décomposition des résidus dans les 18 mois suivant la destruction (contre 30 % pour les prairies mixtes, dans un délai plus court de 3 à 6 mois), le reste de l'azote minéralisé provenant de la minéralisation basale de l'humus (matières organiques dites « stabilisée ») et de celle des matières organiques récentes cumulées dans le sol durant la vie de la prairie sous forme particulière (0,2 à 2mm), relativement plus abondantes sous prairies comparées aux cultures (Vertès *et al.*, 2015).

Enfin, à l'échelle de l'exploitation d'élevage, l'usage de prairie permet également de tirer parti de **complémentarité forte « herbe-animal » dans l'usage et la valorisation de l'azote**. La spécialisation des productions a eu pour conséquence de rendre invisible (ou même décrier) les bénéfices qu'ont procuré les animaux d'élevage aux agroécosystèmes depuis leur domestication : 1) une capacité à **utiliser des productions végétales riches en cellulose non utilisables directement** par l'Homme (souvent produites historiquement dans des zones contraignantes pour les cultures : sols superficiels, hydromorphes, à forte pente...), et 2) la possibilité de **les valoriser sous formes de productions concentrées en protéine et/ ou azote : produits animaux** d'une part (lait, viande...) et **effluents d'élevage** bénéficiant aux productions végétales d'autre part.

Les systèmes laitiers intensifs basés sur l'utilisation de maïs raisonnent les rations en premier lieu sur les apports énergétiques pour l'animal, et importent pour une large part les protéines et l'N, avec l'achat de concentrés, de tourteaux et de fertilisants azotés. La séparation physique des productions d'aliments riches en énergie et riches en protéines offre une flexibilité dans la composition des rations, mais **au prix d'un découplage des cycles des éléments nutritifs** aux interfaces plante-sol (et d'importation d'N

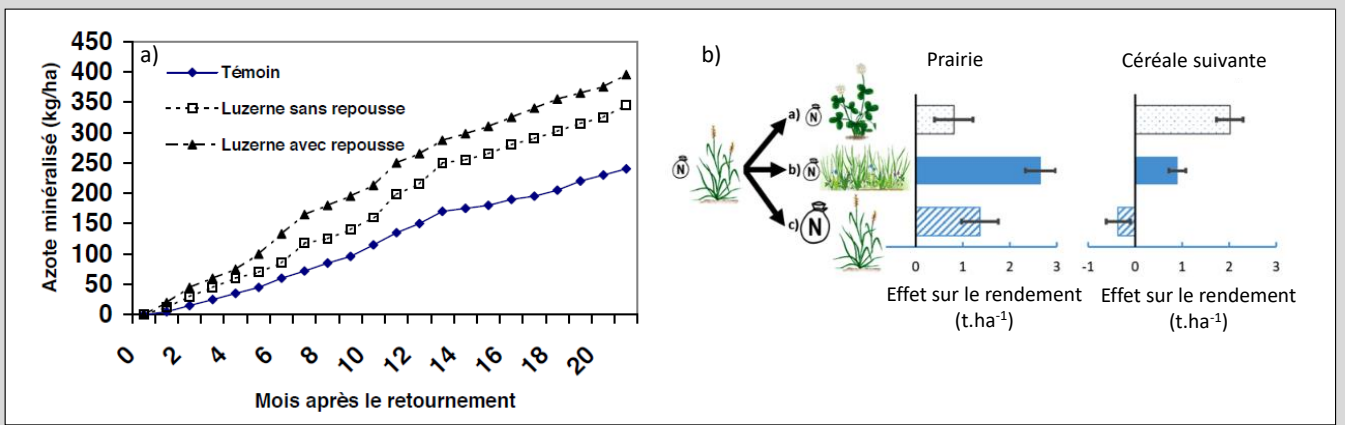


FIGURE 4 : Effet de la destruction d'une prairie sur la minéralisation de l'N (A) et sur le rendement de la culture suivante (B) selon différentes modalités de destruction (avec/sans repousse aérienne) et composition botanique (part de légumineuses). Figures adaptées de Juste *et al.*, 2001 (a) et Grange *et al.*, 2022 (b)  
 Figure 4 : Effect of grassland destruction on N mineralization (A) and yield of the following crop (B) according to different destruction methods (with/without aerial regrowth) and botanical composition (legume content). Figures adapted from Juste *et al.* 2001 (a) and Grange *et al.*, 2022 (b)

qui vont au-delà des capacités de valorisation par les surfaces de sol localement disponibles) et **d'une moindre performance animale pour la valorisation de l'azote** ingéré (Godinot *et al.*, 2022). La production apparente par hectare de l'exploitation est augmentée dans ces systèmes, mais en « louant » des surfaces de production à l'étranger (en Amérique du Sud notamment, au détriment des forêts primaires) pour l'importation de protéines. Cette intensification à l'échelle du système de production n'est donc souvent qu'une intensification apparente qui ne résiste pas au changement d'échelle global lorsque l'on comptabilise aussi les hectares « loués » dans les surfaces de production. Un troupeau laitier produit ainsi en réalité aujourd'hui approximativement la même quantité de lait avec un hectare de maïs et un hectare « loué » de soja qu'avec deux hectares de prairie (Pflimlin et Favardin, 2014).

Dans les systèmes visant l'autonomie et où la disponibilité en azote est en tension, une réelle synergie des productions animales et végétales est atteignable sur l'exploitation. L'usage de prairies à cette fin permet à la fois **un recouplage local des cycles biogéochimiques** et de **limiter les problématiques de gestion des excédents** d'azote.

Du point de vue du bilan azoté, la production principale des ruminants est en effet celle liée à leurs effluents riches en N. Entre **62 et 66 % de l'azote ingéré par les vaches allaitantes** est rejeté sous forme d'urine et de fèces quotidiennement (contre 24 à 28 % alimentant la production de lait : Godinot *et al.*, 2022). Les proportions de rejets sont encore plus élevées pour la production de viande. La part d'excrétion d'N fécal et d'N urinaire est très dépendant de la ration et des formes d'N ingérées. L'excrétion d'azote fécal a pour origine principale l'azote alimentaire non digestible et l'azote microbien non digéré. Il varie relativement peu en proportion et dépend essentiellement des quantités

totales de matière sèche d'aliments ingérées ( $8,4 \pm 2,0$  g N fécal/kg de matière sèche ingérée ; INRA, 2018). L'excrétion d'azote urinaire est quant à elle beaucoup plus variable en proportion et dépend fortement de la teneur en Matière Azotée Totale (MAT) de la ration. La valeur de ces effluents pour des systèmes de productions végétales est forte : il s'agit d'une **ressource stratégique pour les systèmes de culture bas-intrants** dans lesquels l'usage des minéraux de synthèse est limité.

La fonction de l'animal n'est pas dans ce cas d'introduire de plus grandes quantités d'N dans le système (comme toute production, il contribue même à en faire sortir de l'agroécosystème *via* les produits animaux vendus hors de l'exploitation), mais de permettre **d'en changer i) la distribution spatiale et ii) les formes chimiques** pour rendre son utilisation plus efficace et jouer *in fine* le **rôle de « catalyseur » dans le cycle de l'azote**. Contrairement à un effet précédent de culture tel que discuté plus haut, pour lequel l'azote introduit par des légumineuses bénéficie aux seules cultures suivantes sur la même parcelle, les effluents d'animaux permettent **de concentrer les éléments de fertilité et de gérer leur transport et leur transformation** selon des modalités permettant plus aisément les transferts de fertilité entre parcelles et un certain contrôle sur la dynamique de mise à disposition de l'N (vitesse de minéralisation différente selon une incorporation en fumier, lisier, compost... ; ). Le fait de pouvoir concentrer l'N réalise un saut « qualitatif » des matières organiques apportées au sol pour leur valeur fertilisante à court terme, au-delà de ce que permettent les matières organiques végétales (même issues de légumineuses, Tableau 2).

Type de matière organique	Rapport C :N
Urine	1 :1
Jus écoulement des fumiers	3 :1
Fientes de poulet	10 :1
Déjections d'herbivore domestique	15 :1
Compost de fumier de bovin	15 :1
Fanes de légumineuses	15 :1
Résidus de luzerne	16 :1
Grain de blé	17 :1
Bouse de bovin	20 :1
Fumier pailleux de bovin	25 :1
Résidus prairie diversifiée	30 :1
Fanes de maïs	60 :1
Paille de céréales	80 :1
Sciure de bois	200 :1
Litière de feuillus	200 :1
Litière de pin	300 :1

**TABLEAU 2 : Comparaison des contenus en carbone et en azote de différents types de matière organique.** Les cellules grises correspondent à des rapports C:N de la matière organique supérieurs à 25, pour lesquels la minéralisation nette d'azote à court terme est négative (immobilisation de l'azote dans la biomasse microbienne)

*Table 2 : Comparison of the carbon and nitrogen contents of different types of organic matter. Grey cells correspond to organic matter C:N ratios greater than 25, for which short-term net nitrogen mineralization is negative (immobilization of nitrogen in the microbial biomass).*

Un rapport C sur N (C/N) inférieur au seuil de 25 est généralement reconnu pour être favorable à une minéralisation rapide des apports organiques. A l'inverse, un rapport plus élevé, lié à des matières organiques pauvres en N, favorisent la croissance des micro-organismes du **sol et « immobilisent » de l'N minéral pour** un temps plus ou moins long dans cette biomasse, préemptant les minéraux du sol au dépend des plantes. Les effluents d'élevage et les résidus de légumineuses sont les principales sources de matière organique à même de produire une minéralisation nette positive produisant des effets mesurables sur les cultures et de maintenir une « circularité » dans les flux d'azote en limitant son piégeage dans des compartiments de l'agrosystème avec un temps long de résidence.

### 3. Un levier pour limiter les pertes d'N réactif vers l'environnement

Enfin, en comparaison des systèmes fourragers à base de cultures annuelles, un bénéfice des prairies concerne aussi la **réduction des pertes d'N réactif vers l'environnement**. Les pertes par lixiviation des nitrates dans les eaux de drainage (*i.e.* entraînement des nitrates dissous dans l'eau du sol en dessous la zone de prélèvement des racines, polluant *in fine* les eaux

souterraines) ont fait l'objet de nombreux travaux de recherche et d'expertises spécifiques aux systèmes d'élevage (Peyraud *et al.*, 2012). Il en ressort pour des systèmes d'élevage optimisés, à même chargement animal mais qui diffèrent par leur part de maïs et d'herbe, que l'azote lessivé est réduit de 30 à 50 % dans les systèmes uniquement basés sur des prairies. Ces différences s'expliquent d'une part par une moindre entrée d'azote exogène dans ces systèmes pour un niveau de production donné, et d'autre part sur une croissance de végétation assurée tout au long de l'année et une réduction de fréquence des événements à risque pour la lixiviation (retournement de couverts après culture, périodes de sol nu).

La production de fourrages par des prairies n'est cependant pas une condition suffisante pour contrôler les pertes d'N par lixiviation : le niveau d'intensification de la production et le mode d'exploitation de la prairie (fauche/pâturage) ont un impact de premier ordre (Tableau 3). Les prairies fauchées, par leurs fortes exportations d'N hors de la parcelle pour la constitution de stocks, offrent une forte capacité de maîtrise de la lixiviation. En revanche des prairies pâturées avec un trop fort chargement animal (> 500-800 UGB Journée de Présence au Pâturage/ha/an) présentent des risques élevés. L'élément clé prédisant ce risque de lixiviation dans les systèmes pâturés est le total des entrées d'N (fertilisation + fixation + restitutions) et non la forme ou l'origine de l'azote introduit (une part de fixation symbiotique élevée ne le réduit pas). **En dessous d'un seuil d'entrées d'N de 150-180 kg N/ha les risques restent faibles et les prairies assurent essentiellement leur rôle de valorisation de l'N.** En revanche les risques augmentent rapidement au-delà de

Succession culturale	Lixiviation (kg/ha/an)
Prairie de fauche	5-15
Prairie permanente pâturée extensive (<300 UGB JPP/ha/an)	15
Prairie pâturée extensive de 9 ans/céréale	30
Prairie permanente pâturée (300-500 UGB JPP/ha/an)	35
Maïs fourrage (Mf)/Mf/céréale avec CIPAN	40
Prairie pâturée extensive de 6 ans/Mf/Mf/céréale avec CIPAN	40-50
Prairie pâturée de 6 ans/Mf/Mf/céréale avec CIPAN	60-80
Prairie permanente pâturée intensive (>800 UGB JPP/ha/an)	100

**TABLEAU 3 : Effets du type de rotation et du chargement animal au pâturage sur les pertes d'N par lixiviation des nitrates.** Adapté de Peyraud *et al.*, 2012.

*Table 3 : Effects of rotation type and grazing animal stocking on N losses through nitrate leaching. Adapted from Peyraud *et al.*, 2012.*

ce seuil, avec quasiment 50 % de l'N additionnel qui se retrouve dans les eaux souterraines (Vertès *et al.*, 2010). Enfin, le bénéfice des prairies temporaires sur la lixiviation se retrouve aussi à l'échelle de la rotation de culture dans les systèmes de polyculture (Kunrath *et al.*, 2015). Trois ans et 6 ans de prairies sur une rotation céréalière de 9 ans ont réduit la concentration moyenne des eaux de drainage à respectivement 30 et 20 mg NO<sub>3</sub>/L en comparaison d'une rotation sans prairie à 55 mg NO<sub>3</sub>/L.

Les pertes d'N gazeux liées aux prairies concernent à la fois la volatilisation d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) et les émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O). Les pertes de NH<sub>3</sub> à la parcelle sont étroitement liées aux formes d'N apportées (minéral, organique ; teneur en MS et en N des matières organiques), à la gestion de ces apports (enfouissement ou non dans le sol) et aux conditions pédoclimatiques. Les risques sont maximums pour les apports en surface d'ammonium et les apports de matière organique à minéralisation rapide (pissats, lisiers) dans des conditions de sol humide à pH neutre et de température relativement chaude (supérieure à 10°C). **Dans ces conditions, les flux de volatilisation peuvent être importants** et concerner jusqu'à 50 % de l'azote ammoniacal présent en surface et 50 à 90 % de l'azote introduit sous forme d'urée (Cellier *et al.*, 1997). La prairie fauchée, offrant davantage d'options de gestion des apports d'N et une fraction plus élevée de résidus organiques issus des légumineuses, présente à cet égard un intérêt pour limiter les pertes par volatilisation.

Enfin, **les émissions de N<sub>2</sub>O représentent en général des flux faibles d'N en valeur absolue, mais avec un impact environnemental très important**. Il s'agit d'un contributeur majeur de l'agriculture aux émissions de gaz à effet de serre qui est fortement associé à l'élevage (85 % des émissions de N<sub>2</sub>O liés à l'agriculture, dont 1/3 en lien avec les effluents d'élevage et 2/3 aux apports d'engrais minéraux). Selon l'IPCC (2006), chaque kg de N<sub>2</sub>O émis a un effet équivalent à approximativement 470 kg de CO<sub>2</sub> émis dans l'atmosphère, et en moyenne 1 kg de N<sub>2</sub>O est produit par 100 kg d'N minéral apporté comme fertilisant. L'étape de dénitrification (transformation de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en N<sub>2</sub>) est responsable de l'essentiel des émissions. Cette transformation médiée par des bactéries dénitrifiantes est très dépendante des conditions pédoclimatiques (favorisée en sol saturé en eau), rendant **le facteur d'émission très variable selon les années et les types de sol** (Jensen *et al.*, 2012). Néanmoins, **les quantités et les formes apportées peuvent moduler ces émissions**. Pour une condition donnée, elles progressent proportionnellement aux apports d'N à la parcelle (Flechard *et al.*, 2007). Par ailleurs, certains types d'apport, tels que les lisiers et pissats, peuvent exacerber ces transformations non désirées par rapport aux engrais minéraux tandis que d'autres comme les résidus de légumineuses peuvent les diminuer (Huyghe, 2012 ; Jensen *et al.*, 2012). Des effets différents de

différentes matières organiques végétales et de types de rotation sur les émissions de N<sub>2</sub>O ne sont pas clairement établis, mais des différences significatives en comparant des systèmes de production à base de rotation de cultures annuelles et de pérennes au Canada ont mis en **évidence de moindres émissions avec des espèces pérennes** (Rochette *et al.*, 2018). Une réduction du facteur d'émission d'un facteur 2 à 4 a été observée aussi bien aussi bien en utilisant une fertilisation minérale qu'organique. Ces éléments, qui restent à être documentés sur de plus larges gammes de conditions, tendent à supporter aussi l'intérêt des productions de fourrage à base de prairies riches en légumineuses pour limiter les émissions de gaz à effet de serre.

#### 4. Une ressource pour favoriser les transferts de fertilité et la circularité des échanges entre exploitations au sein des territoires

Au-delà des intérêts agronomiques des prairies riches en légumineuses fourragères concernant les entrées nettes d'azote dans le système (*via* la fixation symbiotique) et la limitation des pertes d'N réactif vers l'environnement, leur introduction au sein des systèmes de cultures est un levier permettant d'augmenter les transferts de fertilité entre prairies et cultures, ainsi que la circularité des échanges entre exploitations.

La valorisation des couverts herbacés par les ruminants a toujours permis la production à la fois d'aliments pour la consommation humaine à haute valeur nutritive et des déjections à forte valeur fertilisante. Cette ressource fertilisante est issue de biomasse produite sans ou avec un recours limité à des intrants de synthèse. En conséquence, **la réutilisation du fumier des animaux élevés dans des systèmes herbagés permet donc un transfert naturel de fertilité des prairies vers les terres arables**. Une utilisation accrue des légumineuses fourragères en parallèle d'un redéploiement de l'élevage (et en particulier des ruminants) au sein de systèmes des cultures incluant des cultures fourragères permet donc à la fois de valoriser la biomasse produite et **d'améliorer la circularité des cycles biogéochimiques en réduisant la nécessité de recours aux importations externes d'éléments nutritifs** (Lampkin, 1990). Cette circularité, qui était à la base du fonctionnement des systèmes agricoles traditionnels (*i.e.* avant la révolution verte), retrouve son importance au sein des systèmes agroécologiques, mais avec un niveau accru d'optimisation des flux grâce aux connaissances du fonctionnement agronomique des parcelles et des territoires.

Dans les systèmes agricoles actuels, ce bouclage des cycles médié par la valorisation de la biomasse des prairies par l'élevage peut s'instaurer à l'échelle de la ferme, ou bien, à l'échelle du territoire. Des études ont montré que **les échanges entre exploitations agricoles**



au sein des territoires agricoles français sont fortement impactés par le degré de diversité des productions agricoles. Nowak *et al.* (2015) ont montré que ces échanges sont autant plus nombreux et divers que les territoires sont diversifiés en termes de production végétales et animales. Ainsi, le niveau d'autonomie en ressources – par exemple en azote pour la fertilisation des cultures et en protéines pour l'alimentation animale – et le niveau de recyclage au sein de territoires **sont maximisés dans des régions dites « mixtes »** par rapport à des territoires caractérisés par une forte spécialisation en productions végétales ou animales (respectivement +23 % et + 10 % d'autonomie locale de la ressource en N dans un territoire « mixte » par rapport à deux territoires spécialisés en productions végétales et animales, Figure 5).

Des conclusions similaires ont été atteintes par des études portant sur l'exploration de scénarios de conversion à l'agriculture biologique ou, plus largement, à l'agroécologie à l'échelle nationale, européenne ou mondiale (Smith *et al.*, 2018 ; Barbieri *et al.*, 2021). L'introduction de productions fourragères dans ces scénarios et le couplage de cette production fourragère avec la production animale sont des éléments déterminants pour la faisabilité de ces transitions, à la fois en termes de productivité agricole et de préservation de l'environnement.

## Conclusion

Les bénéfices agronomiques et environnementaux des prairies, notamment celles riches en légumineuses, ne sont plus à démontrer en ce qui concerne le cycle de l'azote. Ils contribuent déjà largement à la durabilité et à la performance des exploitations de polyculture-élevage. Le (re)déploiement dans des territoires spécialisés de telles pratiques associant prairies, élevage et cultures, reste toutefois un défi. **Les contraintes sont multiples** pour y parvenir et le raisonnement des flux d'éléments et de l'autonomie protéique n'en est qu'une des facettes. Elles **touchent également à la formation des acteurs, à l'organisation des filières et a des impacts sur l'organisation du travail et la performance économique** à court et moyen terme de ces systèmes (Lemaire *et al.*, 2015 ; Reckling *et al.*, 2016).

Davantage de circularité et d'intégration entre culture et élevage **apparaît cependant comme une voie inévitable pour faire évoluer les systèmes de production agricole vers des modèles plus durables** (Peyraud et MacLeod, 2020). Différentes études prospectives ont cherché à chiffrer ces dépendances et leurs impacts. A l'échelle européenne, Billen *et al.* (2021) ont exploré la faisabilité d'une transition totale vers une Europe agroécologique. Dans un tel scénario, les flux de transfert de fertilité nécessaire (calculés sous forme de transfert d'N) augmentent de +93 % dans par rapport à la situation actuelle. Cette augmentation est directement supportée par une augmentation des cultures fourragères et des prairies, qui occuperaient jusqu'à 30-50 % de la Surface Agricole Utile dans les

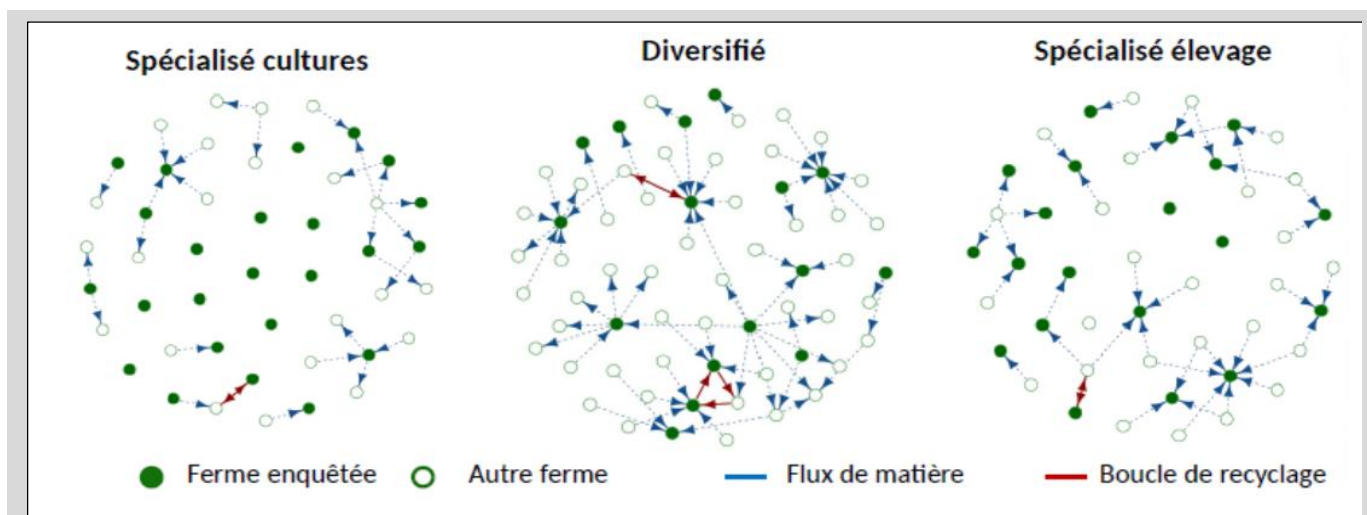


FIGURE 5 : Réseau de flux d'échanges entre exploitations agricoles de trois régions françaises. La position des exploitations dans le réseau a été déterminée en fonction de leur flux de masse échangés, mais pas en fonction de leur proximité géographique. Les "fermes enquêtées" désignent les exploitations biologiques de chaque région, les "Autre fermes" désignent les exploitations biologiques situées en dehors de la région ou les exploitations conventionnelles situées à l'intérieur ou à l'extérieur de la région. Figure adaptée de Nowak *et al.* 2016.

Figure 5 : **Network of trade flows between farms in three French regions.** The position of farms in the network was determined on the basis of their exchanged mass flows, but not on the basis of their geographical proximity. Surveyed farms" refer to organic farms in each region, "Other farms" refer to organic farms outside the region or conventional farms inside or outside the region. Figure adapted from Nowak *et al.* 2016.

pays du Nord de l'Europe. De façon similaire, la prospective « Ten Years for Agroecology » (TYFA, Poux et Aubert, 2018) suggère que l'augmentation des surfaces de fourrages de ~+55 % permettrait une augmentation d'efficacité de l'N (via la fixation et le bouclage médié par le couplage fourrages-ruminants) de +50 %, et permettrait de développer des systèmes de production se passant des fertilisants de synthèse, des pesticides et favorisant le redéploiement d'infrastructures agroécologiques pour protéger la biodiversité. Les prairies et l'élevage de ruminants apparaissent ainsi comme une clé pour améliorer la circularité des éléments nutritifs dans les agroécosystèmes et comme un levier indispensable pour la transition agroécologique.

Accepté pour publication le 04 septembre 2023

#### RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aykroyd W.R., Doughty J., (1982): "Legumes in human nutrition". Rome, Italy, FAO.
- Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert, V., Smith, L., Ramankutty, N., Nesme, T., (2021): "Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability". *Nat Food*. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00276-y>
- Billen G., Aguilera E., Einarsson R., Garnier J., Grignich S., Grizzetti B., Lassaletta L., Le Noë J., Sanz-Cobena A., (2021): "Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle: The potential of combining dietary change, agroecology, and circularity". *One Earth* 4, 839–850. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.05.008>
- Cellier P., Germon J. C., Hénault C., & Genermont S., (1997): "Émission d'ammoniac et de d'oxydes d'azote dans les sols cultivés: mécanismes de production et quantification des flux". *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes: Reims (France), 19-20 novembre 1996*, (83), 25.
- Fowler D., Coyle M., Skiba U., Sutton M. A., Cape J. N., Reis S., ... & Voss M., (2013): "The global nitrogen cycle in the twenty-first century". *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621), 20130164.
- Flecharde C. R., Ambus P., Skiba U., Rees R. M., Hensen A., Van Amstel A., ... & Grosz B., (2007): "Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(1-2), 135-152.
- Galloway J. N., Aber J. D., Erisman J. W., Seitzinger S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., & Cosby, B. J. (2003): "The nitrogen cascade". *Bioscience*, 53(4), 341-356.
- Gastal F., Lemaire G., Durand J. L., & Louarn G., (2015): "Quantifying crop responses to nitrogen and avenues to improve nitrogen-use efficiency". In *Crop physiology* (pp. 161-206). Academic Press.
- Godinot O., Foray S., Lemosquet S., Delaby L., & Edouard N., (2022): "De l'animal au territoire, regards sur l'efficacité de l'azote dans les systèmes bovins laitiers". *INRAE Productions Animales*, 35(1), 43-60.
- Grange G., Brophy C., & Finn J. A., (2022): "Grassland legacy effects on yield of a follow-on crop in rotation strongly influenced by legume proportion and moderately by drought". *European Journal of Agronomy*, 138, 126531.
- Huyghe C. C., (2003): "Les fourrages et la production de protéines". *Fourrages*, (174), 145-162.
- Huyghe C., (2012): "Les fourrages et la production de protéines". Colloque PRAIRIALES DU ROBILLARD – Jeudi 22 novembre 2012, p13-28.
- INRA, (2018): "Alimentation des ruminants : Apports nutritionnels - Besoins et réponses des animaux - Rationnement - Tables des valeurs des aliments". Ed. Quae, Paris, France. 728 p.
- Jensen E. S., Peoples M. B., Boddey R. M., Gresshoff P. M., Hauggaard-Nielsen H., JR Alves B., & Morrison M. J., (2012): "Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review". *Agronomy for sustainable development*, 32, 329-364.
- Julier B., Gastal F., Louarn G., Badenhausser I., Annicchiarico P., Crocq G., ... & Emile J. C., (2017): "Lucerne (alfalfa) in European cropping systems". *Legumes in cropping systems*, 168-192.
- Julier B., Louarn G., (2022): "Rôle des légumineuses pérennes dans une agriculture agroécologique." *Fourrages*, 251, 17-25.
- Justes E., Thiebeau P., Cattin G., Larbre D., Nicolardot B., (2001): "Libération d'azote après retournement de luzerne : un effet sur deux campagnes". *Perspectives Agricoles* 264, 22-26.
- Kumar K., Goh K.M., (1999): "Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery". *Advances in Agronomy* 68, 197–319.
- Ledgard S. F., (2001): "Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures". *Plant and Soil*, 228, 43-59.
- Leip A., Billen G., Garnier J., Grizzetti B., Lassaletta L., Reis S., ... & Westhoek H., (2015): "Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity". *Environmental Research Letters*, 10(11), 115004.
- Lemaire G., Gastal F., Franzluebbers A., & Chabbi A., (2015): "Grassland-cropping rotations: an avenue for agricultural diversification to reconcile high production with environmental quality". *Environmental management*, 56, 1065-1077.
- Louarn G., Pereira-Lopès E., Fustec J., Mary B., Voisin A.S., De Faccio Carvalho P.C., Gastal F. (2015): "The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a result of rooting strategies and rhizodeposit quality". *Plant and Soil*, 389(1-2), 289-305.
- Louarn G., Faverjon L., Bijelic Z., Julier B., (2016): "Dynamique de l'azote dans les associations graminées-légumineuses : Quels leviers pour valoriser l'azote fixé ?" *Fourrages*, 226, 135-142.
- Lüscher A., Mueller-Harvey I., Soussana J. F., Rees R. M., & Peyraud J. L., (2014): "Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review". *Grass and forage science*, 69(2), 206-228.
- Mazoyer M., Roudard L., 1997: "Histoire des agricultures du monde. Du néolithique à la crise contemporaine". Paris, Le Seuil.
- Nowak B., Nesme T., David C., Pellerin S., (2015): "Nutrient recycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 204, 17–26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.010>
- Nyfelder D., Hugué-Elie O., Suter M., Frossard E., Lüscher A. (2011): "Grass-legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources." *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140, 155-163.
- Peyraud J. L., & MacLeod M., (2020): "Future of eu livestock—how to contribute to a sustainable agricultural sector". Final Report. *Directorate-General for Agriculture and Rural Development* (European Commission): Brussels, Belgium, 82.
- Peyraud J.-L., Cellier P., (coord.), Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Delaby L., Donnars C., Dourmad J.Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J.L., Gaigné C., Girard A., Guillaume F., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P., Le Perchech S., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Réchauchère O., Rochette P., Vertès F., Veyssset P., (2012): "Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres". Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France), 527 p.
- Pflimlin A., Faverdin P. (2014) : "Les nouveaux enjeux du couple vache - prairie à la lumière de l'agroécologie". *Fourrages*, 217, 23-35.
- Porre R. J., van der Werf W., De Deyn G. B., Stomph T. J., & Hoffland E., (2020): "Is litter decomposition enhanced in species mixtures? A meta-analysis". *Soil Biology and Biochemistry*, 145, 107791.
- 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.
- Rasmussen J., Søgaard K., Pirhofer-Walzl K., Eriksen J., (2012): "N<sub>2</sub>-fixation and residual N effect of four legume species and four companion grass species". *Eur J Agron* 36(1):66–74.
- Rochette P., Liang C., Pelster D., Bergeron O., Lemke R., Kroebel R., ... & Flemming C., (2018): "Soil nitrous oxide emissions from agricultural soils in Canada: Exploring relationships with soil, crop and climatic variables". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254, 69-81.
- Reckling M., Bergkvist G., Watson C. A., Stoddard F. L., Zander P. M., Walker R. L., ... & Bachinger J., (2016): "Trade-offs between economic and environmental impacts of introducing legumes into cropping systems". *Frontiers in Plant Science*, 7, 669.
- Schneider A., Huyghe C. (coord.), (2015): "Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables". Editions Quae, 473 p.
- Smith L.G., Jones P.J., Kirk G.J.D., Pearce B.D., Williams A.G., (2018): "Modelling the production impacts of a widespread conversion to organic agriculture in England and Wales". *Land Use Policy* 76, 391–404. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.035>
- Suter M., Connolly J., Finn J.A., Loges R., Kirwan L., Sebastia M.T., Lüscher A. (2015): "Nitrogen Yield Advantage from Grass–legume Mixtures Is Robust over a Wide Range of Legume Proportions and Environmental Conditions". *Global Change Biology* 21 (6): 2424–38.
- Sutton M. A., Oenema O., Erisman J. W., Leip A., van Grinsven H., & Winiwarer W., (2011): "Too much of a good thing". *Nature*, 472(7342), 159-161.
- Vertès F., Soussana J. F., Louault F., (1995): "Utilisation de marquages 15N pour la quantification de flux d'azote en prairies paturées". COLLOQUES-INRA, 265-265.
- Vertes F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S., (2007): "Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. In: A. de Vliegler and L. Carlier (Eds.). Permanent and temporary grassland: Plant, Environment and Economy". *Grassland Science in Europe* 12, 227-246
- 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.