

LES PRAIRIES FRANÇAISES : PRODUCTION, EXPORTATION D'AZOTE ET RISQUES DE LESSIVAGE

RAPPORT DE L'ÉTUDE RÉALISÉE PAR L'INRA - DÉCEMBRE 2017

INRA
SCIENCE & IMPACT

Responsables scientifiques

Jean Louis Peyraud : Inra, Direction Scientifique Agriculture
Anne Isabelle Graux : Inra, UMR PEGASE
Luc Delaby : Inra, UMR PEGASE

Contacts

Jean Louis Peyraud : jean-louis.peyraud@inra.fr
Anne Isabelle Graux : anne-isabelle.graux@inra.fr
Luc Delaby : luc.delaby@inra.fr

Participants à l'étude

Rémi Resmond (Chargé d'études)
Philippe Faverdin, Christine Le Bas, Françoise Ruget, Olivier Therond, Françoise Vertès (experts scientifiques principaux)
Rémy Delagarde, Patrick Durand, Michel Duru, Sylvain Foray, Bruno Mary (experts scientifiques contributeurs ponctuels)
Eric Casellas, Hélène Raynal, Dominique Ripoche (Adaptation du modèle et mise en œuvre par la plateforme Record)
Anne Meillet, Thomas Poméon (Ingénierie des données)

Pour citer le document :

Anne Isabelle Graux, Luc Delaby, Jean Louis Peyraud (coordinateurs), Eric Casellas, Philippe Faverdin, Christine Le Bas, Anne Meillet, Thomas Poméon, Hélène Raynal, Rémi Resmond, Dominique Ripoche, Françoise Ruget, Olivier Therond, Françoise Vertès, 2017. Les prairies françaises : production, exportation d'azote et risques de lessivage. Rapport d'étude, INRA (France), 74 p.

Le présent document constitue le rapport de l'étude sollicitée par le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF), convention du 4 janvier 2016 n° 2101748631. Son contenu n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Les prairies françaises : production, exportation d'azote et risques de lessivage

Rapport d'étude

Anne Isabelle Graux, Luc Delaby, Jean Louis Peyraud (coordinateurs), Eric Casellas, Philippe Faverdin, Christine Le Bas, Anne Meillet, Thomas Poméon, Hélène Raynal, Rémi Resmond, Dominique Ripoche, Françoise Ruget, Olivier Therond, Françoise Vertès

Décembre 2017

Contenu

Résumé 1
1 Introduction 6
1.1 Rappel du contexte et des enjeux 6
1.2 Rappel sur la démarche 6
2 Evaluation de la production d'herbe à partir des données recueillies par mesure physique 7
2.1 Données mobilisées 7
2.1.1 Réseau Bretagne 8
2.1.2 Réseau Pays-de-Loire 10
2.1.3 Réseau Franche-Comté 12
2.1.4 Réseau Auvergne (Chambre d'Agriculture 63) 14
2.2 Données issues des dispositifs expérimentaux 15
2.2.1 Données du Pin-au-Haras (domaine INRA) 15
2.2.2 Données de la ferme de Méjusseaume (domaine INRA) 17
2.2.3 Données collectées dans les fermes des partenaires de l'INRA 18
3 Estimation de la production d'herbe et du risque de fuite du nitrate par modélisation 21
3.1 Utilisation du modèle STICS 21
3.1.1 Description générale du modèle STICS au début de l'étude 21
3.1.2 Simulation du drainage et de la lixiviation du nitrate 22
3.1.3 Simulation de la minéralisation de la matière organique 23
3.1.4 Définition du domaine de validité de STICS au début de l'étude 23
3.1.5 Amélioration des capacités de STICS pour les besoins de l'étude et développement de PâturSTICS 24
3.1.5.1 Prise en compte des restitutions animales au pâturage 24
3.1.5.2 Amélioration de la simulation de la croissance d'herbe 24
3.1.5.2.1 Meilleure prise en compte de la sénescence de l'herbe restante après exploitation 24
3.1.5.2.2 Amélioration de la simulation de la dynamique intra-annuelle de la croissance 25
3.1.5.2.3 Amélioration de la simulation de la teneur en protéines de l'herbe 26
3.1.5.2.4 Amélioration de la qualité de simulation de la luzerne 26
3.1.5.3 Révision des modes d'exploitation de l'herbe 27
3.1.5.3.1 Révision des conditions de réalisation des exploitations 27
3.1.5.3.2 Amélioration du réalisme de représentation des exploitations par pâturage 27
3.2 Mise en œuvre et modalités de réalisation des simulations avec PâturSTICS 28
3.2.1 Elaboration du plan de simulation et des données d'entrée 28
3.2.1.1 Définition des conditions pédoclimatiques et des échelles de simulation 28
3.2.1.2 Types de prairies pris en compte et durée d'implantation des prairies 30
3.2.1.3 Mode d'exploitation de l'herbe et niveau de fertilisation azotée des prairies 31
3.2.1.4 Initialisation du modèle 33
3.2.2 Nombre de simulations à réaliser 34

3.2.3 Elaboration des sorties des simulations 34
3.2.3.1 Choix des variables de sortie et réalisation des simulations 34
3.2.3.2 Développement d'une méthode d'agrégation et d'analyse des résultats 34
3.3 Simulation des prairies françaises dans le cas de pratiques actuelles 36
3.3.1 Résultats pour la France entière 36
3.3.1.1 Modes d'exploitation de la prairie 36
3.3.1.2 Apport d'azote au sol 38
3.3.1.3 Production de la prairie 41
3.3.1.4 Risque de lixiviation du nitrate sous prairie 44
3.3.2 Données synthétiques par département et focus sur les départements de l'Ouest susceptibles de faire l'objet d'une demande de dérogation 46
3.3.2.1 Données moyennes et écart types par département et région 46
3.3.2.2 Données moyennes dans les départements de l'Ouest susceptibles de faire l'objet d'une demande de dérogation 47
3.4 Simulation de l'effet d'une augmentation de l'azote organique épandu sur le risque de lixiviation du nitrate sous prairie, dans les départements susceptibles de faire l'objet d'une demande de dérogation 49
3.4.1 Possibilités offertes par PâturSTICS et choix de scénarii d'intensification 50
3.4.2 Calcul des quantités d'azote organique restitué et épandu sur la prairie 51
3.4.2.1 Calcul du chargement moyen de l'exploitation 51
3.4.2.2 Calcul du nombre de jours passés à l'extérieur par le troupeau 52
3.4.2.3 Calcul des quantités d'azote restitué sur la prairie 53
3.4.2.4 Evaluation de la lixiviation simulée par pâturSTICS 54
3.4.2.5 Conséquences pour les fuites du nitrate sous prairie 56
3.5 Forces et faiblesses de l'approche 59
4 Conclusions 61
5 Références bibliographiques 63
6 Annexes 65
6.1 Annexe 1 : Rappel des travaux antérieurs sur la modélisation de la production des prairies 65
6.2 Annexe 2 : Simulation des restitutions fécales et urinaires des bovins au pâturage 68
6.2.1 Restitutions fécales 68
6.2.2 Restitutions urinaires (pissats) 69
6.3 Annexe 3 : Moyennes départementales des quantités d'azote exportées par l'herbe 70
6.4 Cartes de résultats complémentaires 71

Résumé

Les travaux conduits par l'INRA dans le cadre de cette étude visent à quantifier la production d'herbe et la quantité d'azote exportée par hectare d'herbe ainsi que le risque de lixiviation du nitrate sous prairie, afin d'aider à la prise de décisions en lien avec la demande de dérogation à la limite actuelle d'épandage des effluents organiques fixée par la Directive Nitrates.

Les données de production primaire et d'exportation d'azote de la prairie peuvent être obtenues par deux types de méthodes complémentaires : (i) des données de production mesurées sur le terrain par des expérimentateurs et (ii) des données issues de simulations de la croissance et du rendement des prairies. La première méthode a l'intérêt de constituer des mesures de référence mais elle ne permet pas de couvrir l'ensemble des situations observables sur le territoire national. L'approche par modélisation permet de simuler l'ensemble du territoire, d'accéder à des indicateurs/informations difficilement accessibles par mesure directe comme la lixiviation du nitrate et d'évaluer les effets de différentes modalités de conduite, mais elle est tributaire de la qualité de l'information disponible pour décrire les situations à simuler et des modèles utilisés.

Evaluation de la production des prairies et des flux d'azote associés

Plusieurs réseaux de suivi de la croissance de l'herbe ont été mis en place en France dont les données pluriannuelles ont pu être exploitées dans le cadre de cette étude : Bretagne, Pays-de-Loire, Franche-Comté et Auvergne. La mesure de la biomasse produite y est réalisée indirectement par une mesure de hauteur de l'herbe avec un herbomètre à plateau qui est multipliée par une densité moyenne de la végétation. Dans le cas où la teneur en azote de l'herbe n'était pas mesurée dans un de ces réseaux, des hypothèses sur cette teneur ont été faites afin d'estimer l'azote exporté par les prairies.

- En Bretagne, les productions annuelles d'herbe varient de 8,3 à 10,6 t MS/ha/an pour des exportations d'azote comprises entre 210 et 250 kg N/ha/an dans des situations pédoclimatiques favorables (démarrage précoce et peu de creux estival), et entre 260 et 320 kg N/ha/an pour des situations plus intermédiaires.
- En Pays de Loire, les productions annuelles s'échelonnent entre 9,1 t MS/ha/an au Nord de la zone, 8,5 t MS/ha/an au centre et 6,9 t MS/ha/an au Sud qui est une zone plus séchante, pour des exportations d'azote comprises entre 230 et 270, 200 et 250, et 170 et 210 kg N/ha/an respectivement pour ces 3 zones.
- En Franche-Comté, les productions d'herbe sont de 7,9 et 9,5 t MS/ha/an pour des exportations d'azote de 250 et 300 kg N/ha/an, respectivement pour les sols superficiels et les sols profonds.
- En Auvergne, la production annuelle d'herbe varie entre 6,5 et 7,2 t MS/ha/an entre les zones de montagne et de plaine, pour des exportations d'azote variant de 160 à 210 kg N/ha/an.

Le travail de modélisation a permis de générer des résultats à une échelle spatiale très fine, en prenant en compte, sur la base des informations disponibles, la diversité des situations en termes de prairies, de pratiques, de sols et de climats. Aucune autre étude n'avait jusqu'ici généré des résultats avec une telle représentativité de la diversité des situations.

- Les rendements les plus élevés (supérieurs à 10 t MS/ha/an) sont observés en Bretagne (principalement Finistère et Nord de l'Ille–et-Vilaine), en Basse Normandie (Manche, Orne), en Haute-Normandie, dans le Limousin, les Pyrénées et une partie du Grand Est (notamment les Ardennes et les luzernières de la Marne). Des rendements plus faibles (de 7 à 10 t MS/ha/an) sont observés en Bretagne Centrale (sud Côtes-d'Armor, Nord Morbihan, Sud et Est Ille-et-Vilaine), les Pays-de-Loire (à l'exclusion de la façade Atlantique), et le pourtour du Massif Central. Des rendements très faibles (moins de 5 t MS/ha/an) sont rapportés au Sud des Pays-de-Loire et dans la partie Est et Sud-Est du Massif Central qui est moins arrosée que sa partie Ouest.
- De nombreuses prairies exportent nettement plus que 170 kg N/ha de prairie/an dans pratiquement toutes les régions. Des quantités d'azote exportées bien supérieures à 220 kg N/ha/an (et même 250 kg N/ha/an) peuvent être observées. C'est notamment le cas en Bretagne (sauf au Sud de l'Ille–et-Vilaine), en Basse-

Normandie et en Haute-Normandie, dans la partie Ouest du Massif Central, les Pyrénées et une grande partie des Vosges ainsi que du Nord des Alpes. D'autres prairies exportent moins de 170 kg N/ha/an, notamment en Pays-de-Loire, dans le Centre, sur le pourtour du Massif Central et sur sa façade Sud-Est et une partie du Grand Est.

Les simulations ont permis de quantifier les différents flux d'azote, et les différentes visualisations des résultats proposées offrent la possibilité d'observer la grande diversité de situations de production des prairies en France, ainsi que les risques environnementaux associés.

- La somme de l'azote minéral et des restitutions par les animaux représente plus de 200 kg N/ha/an dans les zones du Nord-Ouest de la France et même plus de 250 kg N/ha/an dans la Manche, le Nord de l'Ille-et-Vilaine et une partie du Finistère. Des valeurs de plus de 200 kg N/ha/an sont aussi relevées dans les Pyrénées-Atlantiques. Des valeurs plus faibles (moins de 100 kg N/ha/an) sont reportées en Pays-de-Loire et dans le Grand Est.
- La fixation symbiotique, liée à la présence des légumineuses, est notamment très élevée dans la zone traditionnelle de production de luzerne où elle représente plus de 300 kg N/ha/an.
- Les apports d'azote par l'eau de pluie (18 kg N/ha/an) et par la sénescence de la matière sèche aérienne (de l'ordre de 20 kg N/ha/an) sont faibles.
- La minéralisation représente des flux importants, souvent supérieurs à 150 kg N/ha/an. Elle apparait notamment élevée (plus de 250 kg N/ha/an) dans le Sud Bretagne, les Vosges, les Pyrénées et au centre du Massif Central et atteint même des pics de 400 kg N/ha/an dans le Sud du Morbihan, des Landes et des Pyrénées. Elle est plus faible en Pays-de-Loire.
- Les quantités d'azote lixiviées (60 kg N/ha/an en moyenne) sont le plus souvent inférieures à 50-75 kg N/ha/an, mais des « hots spots » de lixiviation sont observés dans certaines zones caractérisées par des niveaux élevés de production d'herbe comme dans le Finistère, certaines zones des Vosges, et les Pyrénées. Il faut noter que les quantités d'azote lixivié sous prairie ne sont pas très élevées sur la côte Nord de la Bretagne (Côtes-d'Armor et Ille-et-Vilaine) comparativement au Sud de la région. Les zones à forte lixiviation sont aussi caractérisées par des drainages annuels très élevés (plus de 500 mm/an). Au niveau des moyennes régionales, la Bretagne se distingue par un niveau de lixiviation plus élevé que la moyenne des autres régions. Le risque de lixiviation du nitrate simulé sous prairie apparait très dépendant des quantités d'azote minéralisé sur l'année (R^2 = 0,71).
- Les autres flux environnementaux (volatilisation d'ammoniac, émissions de N_2 et N_2O) correspondent à des flux relativement faibles dans toutes les situations.

Afin de fournir des éléments permettant de proposer un nouveau seuil à la limite actuelle d'épandage des effluents organiques (fixée actuellement à 170 kg N_{org}/ha SAU/an), il était important d'estimer les effets d'une intensification de la production sur le risque de lixiviation du nitrate. En vue d'une demande de dérogation, nous avons simulé, au sein des 6 départements envisagés (à savoir les départements bretons, la Manche et la Mayenne), en intégrant la diversité des types de prairies, de sols et de climats dont nous disposions déjà, les effets du nombre potentiel de pâturages, avec 6 modalités (0, 1, 4, 6, 8, 10 pâturages /an) et de deux modalités de la fertilisation minérale (0 ou 100 kg N/ha/an). Nous avons calculé l'accroissement du chargement moyen de l'exploitation correspondant à l'accroissement des plafonds d'épandage de 170 à 250 kg N_{org}/ha SAU/an, en intégrant la proportion de prairies dans la SAU de l'exploitation (de 0 à 100%, par pas de 10%). En effet, cette proportion affecte la durée de la saison de pâturage et donc la répartition des émissions supplémentaires d'effluents, soit directement au pâturage, soit en bâtiment. Les simulations montrent que le risque de lixiviation du nitrate sous prairie s'accroit avec la limite du plafond d'épandage choisie mais :

- Ce risque reste modéré dans le cas de quantités d'azote organique épandable inférieures ou égales à 200-220 kg N_{org}/ha SAU/an : dans la plupart des situations (sols à texture moyenne et moyennement fine), ce risque reste inférieur à 20-40 kg d'azote supplémentaire lixivié annuellement par hectare de prairie, mais atteint des valeurs plus élevées pour les sols à texture grossière (jusqu'à 40-70 kg N/ha/an). Toutefois, ces sols sont peu présents dans les départements envisagés pour la demande de dérogation.

- Ce risque devient important au-delà, puisque les quantités d'azote lixiviable peuvent doubler par rapport à la situation actuelle pour des plafonds qui seraient fixés à 240 ou 250 kg N_{org}/ha SAU/an dans les situations où la prairie représente plus de 50% de la SAU, ce qui est généralement le cas dans les 6 départements concernés.

Améliorations apportées à la définition de situations simulées et développement de PâturSTICS

Le travail de modélisation a été réalisé avec une version de recherche du modèle STICS (PâturSTICS). STICS est un modèle mécaniste et générique de simulation d'une culture ou d'une rotation culturale. Il simule notamment les prairies permanentes et semées exploitées par fauche et permet d'évaluer les flux d'azote (minéralisation et organisation de la matière organique, exportation d'azote par le couvert, lixiviation du nitrate, émissions vers l'air (ammoniac, protoxyde d'azote, diazote). Plusieurs améliorations ont été apportées au modèle pour pouvoir répondre aux besoins de l'étude, le modèle ayant été conçu essentiellement pour des prairies conduites en fauche :

- Pour simuler le risque de lixiviation du nitrate sous parcelle pâturée, il fallait pouvoir prendre en compte les restitutions (urine et fèces) des animaux. Nous avons donc créé un module complémentaire simulant de façon simplifiée (métamodèle) les restitutions d'un troupeau laitier.
- La prise en compte du pâturage a aussi nécessité de spécifier les valeurs des biomasses résiduelles et l'indice foliaire après un prélèvement par pâturage et par fauche, pour intégrer les spécificités de ces deux modes exploitations, la biomasse résiduelle étant toujours plus importante (et l'indice foliaire plus faible) après une fauche qu'après un pâturage.
- Le réalisme des exploitations par pâturage simulées par le modèle a été amélioré : le rythme des exploitations pâturées, tel qu'il était paramétré initialement, conduisait à simuler des pâturages trop tardifs, avec des couverts pauvres en azote. PâturSTICS déclenche maintenant un pâturage dès que la somme de températures entre deux passages est deux fois plus faible que dans la version précédente mais avec une borne inférieure fixée à 315 °C j, de façon à respecter un intervalle minimum de 20 à 25 jours entre deux pâturages successifs.
- La dynamique de sénescence de la biomasse laissée après fauche a été modifiée car les valeurs de biomasse et d'indice foliaire résiduels (qui sont fixées par l'utilisateur du modèle) impactaient grandement les rendements simulés, ce qui n'est pas observé dans la réalité.
- Les seuils de réponse de la croissance à la température ont été revus, car les simulations initiales montraient que la croissance simulée par le modèle était trop importante en hiver et en été par rapport aux mesures issues des réseaux de croissance.
- Le paramétrage de la courbe de dilution de l'azote a été revu car il s'est avéré inadapté et conduisait à des teneurs en protéines de l'herbe parfois très élevées au moment du pâturage (jusqu'à 27%).

Forces et limites du travail

Après les modifications apportées, le modèle PâturSTICS reproduit de façon satisfaisante les observations du terrain. La production de biomasse et d'azote exporté par l'utilisation de l'herbe apparaissent très cohérentes avec les valeurs de références connues, peut-être légèrement plus élevées, notamment en zone de montagne, mais avec une bonne restitution des ordres de grandeurs et des dynamiques de production intra-annuelles :

- L'ordre de grandeur de la croissance simulée est de 9,7 ± 2,2 t MS/ha/an en Bretagne pour des valeurs mesurées variant en moyenne de 8,3 à 10,6 t MS/ha/an ; 7,6 ± 2,3 t MS/ha/an pour les Pays–de-Loire pour des valeurs mesurées variant de 6,9 à 9,1 t MS/ha/an. Les estimations sont plus élevées en Franche Comté (10,3 ± 1,0 t MS/ha/an) pour des valeurs mesurées comprises entre 7,2 et 9,9 t MS/ha/an et surtout en Auvergne (9,0 ± 2,7 t vs 6,5 à 7,2 t MS/ha/an pour les valeurs mesurées). La surestimation dans les zones de montagne pourraient être liées à l'absence de prise en compte du ruissellement des pluies liées au relief marqué qui entraine probablement une surestimation des réserves en eau disponibles, mais surtout à l'effet de gelées nocturnes et/ou matinales qui peuvent bloquer la croissance de la plante pendant plusieurs jours consécutifs même si les conditions de croissance redeviennent favorables.

Pour autant certains flux d'azote simulés avec PâturSTICS paraissent élevés, au moins dans certaines situations particulières.

- La minéralisation de la matière organique semble surestimée, notamment pour les sols les plus riches en matière organique tels que ceux observés sur les massifs anciens. Certains départements directement concernés par la demande de dérogation correspondent à ces situations de minéralisation plutôt surestimées (notamment le Finistère et la Manche), et où le bilan azoté ne correspond pas à un stockage net d'azote (et de carbone associé) au niveau du sol. Les flux d'azote simulés dans ces situations sont d'autant plus surestimés que les pratiques simulées semblent parfois plus intensives que dans la réalité. Parallèlement, l'immobilisation de la matière organique semble sous-estimée en regard de ce que relate la littérature sur le stockage de carbone sous prairies. Ceci peut s'expliquer par l'absence et la sous-estimation de certains retours au sol par le modèle (sénescence de la matière sèche résiduelle, dégradation de la biomasse racinaire). Des développements apportés à STICS, améliorant la simulation de la minéralisation (Clivot et al., 2017) et de l'immobilisation de la matière organique des sols (Strullu et al., 2014), n'étaient pas disponibles pour cette étude, mais devraient permettre d'améliorer la précision des simulations.
- La réponse simulée de la lixiviation du nitrate à une augmentation du chargement animal est de type exponentiel, et correspond bien au type de réponse établi par Vertès et al. (2007). En revanche les valeurs absolues de la lixiviation paraissent élevées dans certaines situations, en particulier dans les sols à texture grossière en surface. Cette surestimation est en lien avec la surestimation de la minéralisation et la sous-estimation de l'immobilisation de la matière organique. Enfin, les restitutions au pâturage sont simulées par un apport sur l'espace d'une journée, alors qu'en pratique les restitutions peuvent être étalées sur plusieurs jours lors du pâturage des parcelles ce qui peut aussi contribuer à surestimer la lixiviation simulée.

En conclusion, même la lixiviation (et la minéralisation) simulées semblent élevées en valeurs absolues, la modélisation permet de décrire avec un degré de confiance acceptable les effets relatifs d'une évolution de la réglementation sur l'exportation d'azote par l'herbe et le risque d'accroissement de la lixiviation du nitrate sous prairie.

Conclusion

A l'issue de ce travail nous disposons d'informations suffisamment solides pour soutenir une demande de dérogation au plafond de 170 kg N_{org}/ha SAU/an, dans le cas des 6 départements envisagés :

- Les exportations d'azote par l'herbe sont élevées (plus de 220 kg N/ha/an et même 250 kg N/ha/an sur certaines zones) sauf dans les zones séchantes du Sud des Pays-de-Loire où des valeurs de 170 kg N/ha/an peuvent être observées.
- L'effet d'une augmentation de l'azote organique épandu sur le risque de lixiviation du nitrate reste modéré pour des plafonds qui seraient fixés à 200-220 kg N_{org}/ha SAU/an, et ce, dans la plupart des situations (sols à texture moyenne et moyennement fine en surface), avec un surplus de lixiviation sous prairie inférieur à 20-40 kg N/ha/an par rapport à la situation actuelle. Toutefois, ce surplus de lixiviation peut atteindre des valeurs plus élevées (jusqu'à 40-70 kg N/ha/an) dans le cas de sols à texture grossière en surface. L'augmentation de la lixiviation devient nettement supérieure pour des plafonds d'azote organique épandable qui seraient fixés à 240-250 kg N/ha/an, avec un surplus de lixiviation de l'ordre de 40-70 kg N/ha/an pour les sols les plus courants, et de l'ordre de 90-120 kg N/ha/an pour les sols à texture grossière.

Pour limiter les risques, il faudra associer la demande de dérogation au respect d'une part minimale de surfaces en prairies dans la SAU permettant de tamponner l'accroissement du risque de lixiviation sous cultures. Notre travail ne permet pas de fixer précisément cette proportion mais on peut penser qu'un seuil minimal de 70-75% de surfaces en prairies dans la SAU est souhaitable pour un plafond de 200-220 kg Norg/ha (on pourrait aussi imaginer en complément un incrément linéaire au delà de 70% de prairies dans la SAU avec, par exemple, un plafond s'accroissant de 10 kg pour une augmentation de la proportion de surfaces en prairies de 10%). Un seuil assez élevé de prairies dans la SAU favorisera aussi la pratique du pâturage, qui est souhaitée par les consommateurs, et permettra de réduire les émissions d'ammoniac, plus faibles au pâturage qu'en bâtiment.

Au-delà des 6 départements envisagés pour la demande de dérogation, notre étude montre que d'autres zones bien arrosées (notamment des zones de piémont productives) présentent également de forts niveaux d'exportation d'azote avec un accroissement probablement modéré du risque de lixiviation du nitrate, et pourraient également prétendre à une dérogation au plafond de 170 kg N_{org}/ha SAU/an.

1 Introduction

1.1 Rappel du contexte et des enjeux

La Directive Nitrates (91/676/CEE) a pour objectif de réduire et/ou prévenir les pollutions des eaux causées par le nitrate d'origine agricole. L'application nationale de cette directive se concrétise par la désignation de zones vulnérables aux pollutions par le nitrate d'origine agricole dans lesquelles des programmes d'actions sont rendus obligatoires. La Directive Nitrates fixe les mesures qui doivent être incluses dans les programmes d'actions, parmi lesquelles une quantité maximale d'azote contenu dans les effluents d'élevage pouvant être épandu annuellement, y compris par les animaux eux-mêmes, par hectare et pour chaque exploitation, fixée à 170 kg N_{org}/ha SAU/an. Des dérogations à cette limite sont prévues par la Directive Nitrates selon des critères précis et une procédure à suivre.

Dans le cadre de la procédure contentieuse pour mauvaise application de la Directive Nitrates initiée par la Commission Européenne à l'encontre de la France, la France a engagé une vaste réforme de son dispositif réglementaire « nitrates ». Les nouveaux programmes d'actions issus de cette réforme précisent et renforcent un certain nombre de mesures, et ont notamment modifié (et en moyenne augmenté) les références de production d'azote épandable par les vaches laitières utilisées pour la vérification du respect du plafond de 170 kg N_{org}/ha SAU/an. Conscientes que certains systèmes herbagers sont mis en difficulté avec ces nouvelles références, sans que cela ne soit justifié pour la protection de l'environnement (car les prairies peuvent exporter des quantités d'azote importantes), les autorités françaises ont soumis aux services de la Commission Européenne une demande de dérogation à la limite actuelle d'épandage d'azote issu des effluents d'élevage fixée par la Directive Nitrates.

Dans le cadre de leur demande de dérogation, les autorités françaises doivent constituer un dossier technique précisant, d'une part, quelles exploitations et, le cas échéant, quelles zones sont ciblées, et d'autre part, les éléments scientifiques justifiant cette demande. Une valeur de remplacement de la limitation à 170 kg N_{org}/ha SAU/ an est demandée, et les exploitations susceptibles de faire l'objet d'une dérogation doivent être définies au moyen d'une part minimale de prairie dans la SAU à respecter.

Les travaux conduits par l'INRA dans le cadre de cette étude visent à quantifier la production d'herbe et la quantité d'azote prélevé par hectare d'herbe à partir de données de production réellement mesurées sur le terrain par des expérimentateurs et à partir de données issues de simulations de la croissance et du rendement des prairies. Le travail vise aussi à quantifier le risque de lixiviation du nitrate sous prairie. Il a fait l'objet de trois rapports intermédiaires fournis en septembre 2016 puis en avril et en juillet 2017.

1.2 Rappel sur la démarche

Le travail vise à déterminer la production primaire nette de la prairie, c'est-à-dire la quantité de matière sèche d'herbe (MS) et d'azote (N) produite et exportée annuellement par hectare. C'est cette dernière variable qui a été calculée dans la plupart des autres pays qui ont fait une demande de dérogation.

Les données de production primaire peuvent être obtenues par deux types de méthodes complémentaires :

- Des données de production réellement mesurées sur le terrain par des expérimentateurs qui évaluent par différentes méthodes la quantité d'herbe produite à chaque cycle de végétation sur des parcelles, et la quantité d'azote exportée (production de MS x teneur en N de la MS) par la végétation en déterminant la teneur en azote de l'herbe ;

- Des données issues de simulations de la croissance et du rendement des prairies : il s'agit de simuler les périodes de croissance des prairies (durée, courbe d'intensité...), les rendements et capacité d'absorption et d'exportation d'azote associés, pour des conditions pédoclimatiques contrastées, représentatives de la diversité des conditions pédoclimatiques françaises, pour différents types de prairies (permanentes / temporaires) et selon différents modes d'exploitation, représentatifs des pratiques actuelles.

La première méthode a l'intérêt de constituer des mesures de référence mais elle ne permet pas de couvrir l'ensemble des situations possibles sur le territoire national. L'approche par modélisation permet (i) de simuler l'ensemble du territoire, (ii) d'accéder à des indicateurs/informations, tels/telles que le risque de lixiviation du nitrate, qui ne sont pas accessibles par mesure directe à grande échelle, et (iii) d'évaluer les effets de différentes modalités de conduite, mais elle est tributaire de l'information disponible pour décrire les situations à simuler et de la qualité des modèles utilisés. Ces deux approches ont été conduites en parallèle car nous disposons (i) de nombreuses mesures expérimentales de croissance de l'herbe dans plusieurs régions d'élevage et (ii) *a priori* des bases de données nécessaires pour faire tourner des modèles de simulation du fonctionnement des prairies sur l'ensemble des régions fourragères.

2 Evaluation de la production d'herbe à partir des données recueillies par mesure physique

2.1 Données mobilisées

La production primaire nette a été quantifiée à partir de deux types de jeux de données :

- Des données issues de réseaux régionaux de suivi de croissance de l'herbe. Dans ces réseaux, la croissance de l'herbe est suivie toute l'année par des techniciens de divers organismes de développement ou de conseil dans plusieurs parcelles (plus d'une vingtaine) réparties dans des fermes commerciales. La mesure de la biomasse produite est réalisée indirectement par une mesure de hauteur de l'herbe avec un herbomètre à plateau qui est multipliée par une densité moyenne de la végétation. Cette densité correspond à une valeur fixe (souvent 250 kg MS/ha/cm) ou à une grille de valeurs prenant en compte des variations liées à la saison ou au type de couvert, et qui a été établie en parallèle à partir de mesures de biomasse à la motofaucheuse et de hauteur d'herbe (Defrance *et al.*, 2004). La qualité des estimations est donc dépendante des hypothèses faites sur la densité de la végétation mais cette base de données couvre mieux la diversité des situations de terrain que la suivante, issue d'expérimentations ponctuelles. En règle générale, il n'y a pas de mesure de la teneur en azote de l'herbe dans ces réseaux. On peut néanmoins recalculer une quantité d'azote exportée à partir d'hypothèses sur la teneur en azote du fourrage. A la lumière des courbes de croissance observées, les réseaux ont été subdivisés en différentes zones ayant des potentialités de croissance différentes. Les réseaux mis en place pour lesquels les données ont pu être récupérées (dans le cadre du RMT « Prairies Demain ») sont :
  - Le réseau Bretagne
  - Le réseau Pays-de-Loire
  - Le réseau Franche-Comté
  - Le réseau Auvergne

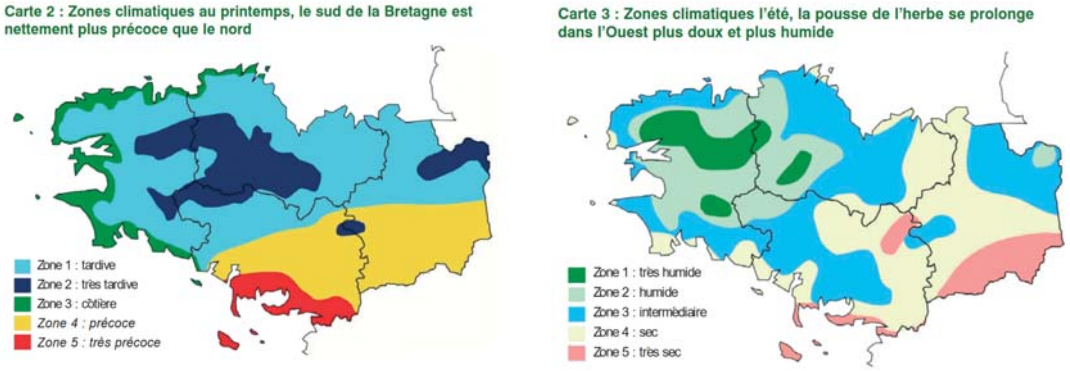
- Des données de mesures effectives issues des dispositifs expérimentaux gérés par l'INRA ou les partenaires : il s'agit de mesures le plus souvent réalisées par coupe à la motofaucheuse à chaque cycle de végétation, les coupes étant effectuées à une hauteur de 5 cm en moyenne. Dans ces travaux, la teneur en azote des herbes fauchées est souvent été mesurée en laboratoire. On dispose donc d'une production de N par ha mesurée. En revanche, il s'agit de données localisées (1 site expérimental) avec des traitements expérimentaux appliqués sur les surfaces. Nous avons récupéré les données :

- du domaine INRA du Pin-au-Haras (Exmes, Orne) où nous disposons de plus de 20 ans de mesures en continu ;
- de la ferme INRA de Méjusseaume (Le Rheu, Ille-et-Vilaine) dans le cadre d'un essai sur 2 ans réalisé dans le cadre du projet européen FP7-MultiSward ;
- des sites expérimentaux de Kerlavic et Kerbernes (Quimper, Finistère) et La Jaillière (Varades, Loire-Atlantique).

2.1.1 Réseau Bretagne

Le réseau de suivi de croissance de l'herbe a été mis en place en Bretagne dès 1997 et la base de données constituée a fait l'objet d'une synthèse en 2004 dans le cadre de l'Agro Transfert Bretagne. Cette synthèse a permis d'aboutir à différents profils de croissance de l'herbe selon la zone pédoclimatique. Ces zones pédoclimatiques (Figure 1) ont été définies en collaboration avec Météo-France et diffèrent selon la saison (printemps ou été) (voir la revue *Cap Elevage*, 2006).

Figure 1 : Cartographie des zones climatiques au printemps et en été en Bretagne



Les profils de croissance (1997-2003) ont été élaborés à partir de 3397 données validées à l'échelle de l'exploitation et calculées comme la moyenne décadaire observée sur l'ensemble de l'exploitation suivie. Deux profils ont été définis au printemps selon la précocité climatique et 3 profils ont été définis en été associés surtout à la pluviométrie (Tableau 1 et Figure 2).

Compte tenu des cartes climatiques proposées, la situation la moins favorable (à savoir tardive au printemps et séchante l'été) n'existe pas sur le territoire considéré.

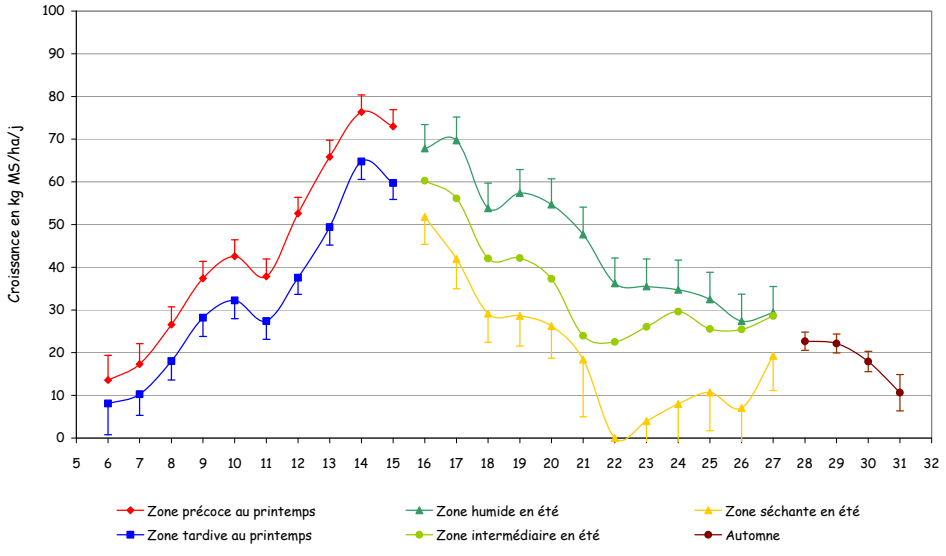
La zone la plus favorable (à savoir précoce au printemps et humide en été) **permet une production annuelle de 10,6 t MS/ha/an tandis que dans une situation intermédiaire** (à savoir plus tardive au printemps et intermédiaire l'été) **la production atteint 8,3 t MS/ha/an.**

Malheureusement, aucune mesure de teneur en azote de l'herbe n'a été réalisée dans le cadre de ce réseau. Les exportations d'azote ne sont, par conséquent, pas calculées. Il est cependant possible d'en avoir une estimation en appliquant une teneur moyenne en azote à l'herbe produite. En cohérence avec les hypothèses faites, on peut retenir une teneur moyenne en azote de l'herbe d'au moins 25 g/kg MS ce qui est la valeur retenue pour les coupes d'ensilage dans le cas du calcul de la balance globale azotée. Les prairies d'association de graminées et légumineuses ont des teneurs en azote proches ou supérieures à 30 g/kg MS lorsque l'herbe est pâturée et donc exploitée avant le stade ensilage. Les graminées moyennement fertilisées (100 à 200 kg N minéral/ha/an) sont aussi à des teneurs proches de 30 g/kg MS ou plus (des teneurs de 35 g/kg MS sont observées pour des graminées très fortement fertilisées – voir tableau 2).

En retenant les 2 hypothèses de 25 et 30 g N/kg MS, on peut conclure que **les quantités exportées d'azote par l'herbe sont comprises entre 260 et 320 kg N/ha/an dans une situation pédoclimatique favorable, et entre 210 et 250 kg N/ha/an dans une situation intermédiaire**.

Tableau 1 et Figure 2 : Profil de croissance de l'herbe (kg MS/ha/j) obtenu dans le réseau Bretagne (1997-2003).

Mois	Décade	Zone pédoclimatique		
	Printemps	**Zone précoce**	**Zone tardive**	
Février	6	14	8	
Mars	7	17	10	
	8	27	18	
	9	37	28	
Avril	10	43	32	
	11	38	27	
	12	53	38	
Mai	13	66	49	
	14	76	65	
	15	73	60	
	Eté	**Zone séchante**	**Zone intermédiaire**	**Zone humide**
Juin	16	52	60	68
	17	42	56	70
	18	29	42	54
Juillet	19	29	42	57
	20	26	37	55
	21	18	24	48
Août	22	0	23	36
	23	4	26	35
	24	8	30	35
Septembre	25	11	26	32
	26	7	25	27
	27	19	29	29
	Automne			
Octobre	28		23	
	29		22	
	30		18	
Novembre	31		11	

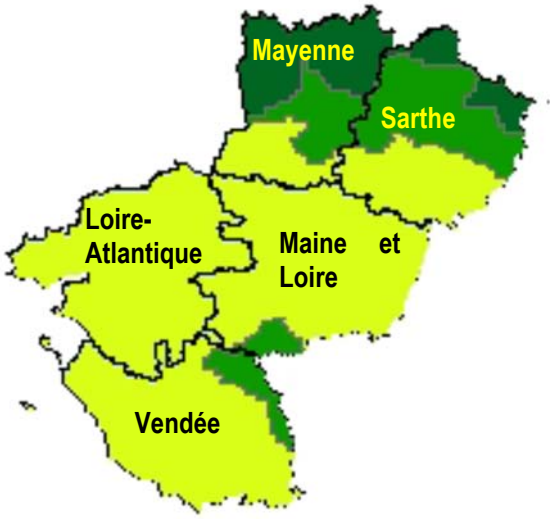


2.1.2 Réseau Pays-de-Loire

Nous reprenons ici les documents édités par la Chambre Régionale des Pays-de-Loire (CRAPL) sur le référentiel de production des prairies en Pays-de-Loire. Les données de croissance mesurées dans les réseaux (3501 mesures) ont été confrontées au zonage climatique proposé par Météo-France. Il en résulte trois zones (Figures 3 et 4) qui présentent des comportements de pousse très différents :

- La zone Nord où la croissance de l'herbe est plus tardive avec des conditions plutôt froides en début de printemps et un ensoleillement limité. Les sols profonds et arrosés de ce secteur permettent de maintenir un bon niveau de croissance sur la deuxième partie du printemps et sur l'été ;
- La zone Sud qui se distingue par un démarrage un peu plus précoce. Cette zone est ensuite marquée par un déficit hydrique qui pénalise la croissance dès le mois de juin et sur la période estivale ;
- La zone intermédiaire qui a le comportement de la zone Sud au printemps (périodes 1 et 2) et celui de la zone Nord sur l'automne.

Figure 3 : Cartographie des zones climatiques définies pour le suivi de la croissance de l'herbe en Pays-de-Loire (zone Nord : vert foncé, zone Sud : jaune ; zone intermédiaire : vert clair)

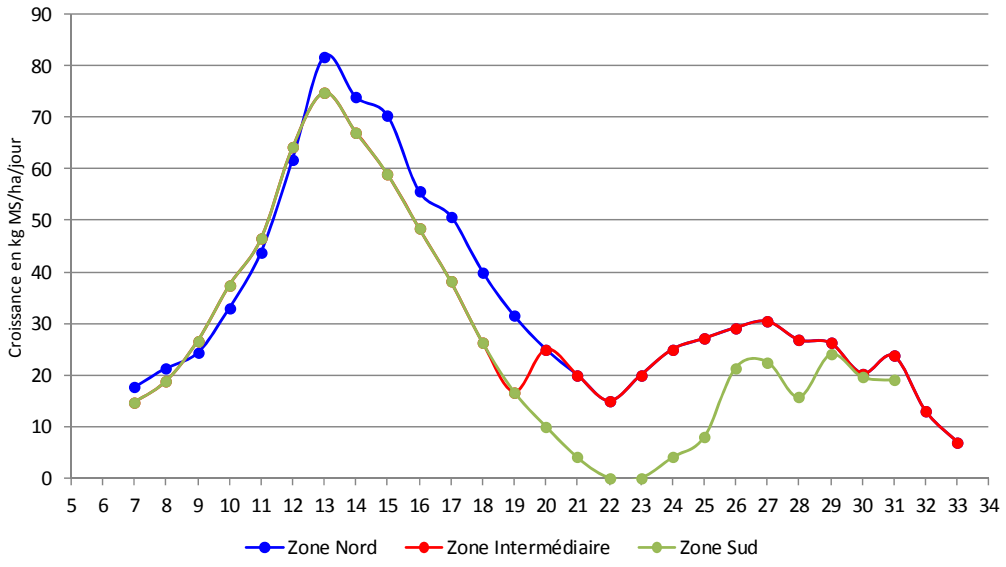


Les productions moyennes annuelles sont de 9,1, 8,5 et 6,9 t MS/ha respectivement pour les zones Nord, Intermédiaire et Sud.

En retenant les 2 hypothèses de 25 et 30 g N/kg MS, on peut conclure que **les quantités exportées d'azote par l'herbe sont comprises entre 230 et 270, 200 et 250 et 170 et 210 kg N/ha/an respectivement pour les zones Nord, Intermédiaire et Sud**.

Tableau 2 et Figure 4 : Croissance de l'herbe en Pays-de-Loire selon la zone et la période de l'année

Mois	Décade	Zone Nord	Zone Intermédiaire	Zone Sud
Mars	7	18	15	15
	8	21	19	19
	9	24	27	27
Avril	10	33	37	37
	11	44	46	46
	12	62	64	64
Mai	13	82	75	75
	14	74	67	67
	15	70	59	59
Juin	16	56	48	48
	17	51	38	38
	18	40	26	26
Juillet	19	32	17	17
	20	25	25	10
	21	20	20	4
Août	22	15	15	0
	23	20	20	0
	24	25	25	4
Septembre	25	27	27	8
	26	29	29	21
	27	30	30	23
Octobre	28	27	27	16
	29	26	26	24
	30	20	20	20
Novembre	31	24	24	19
	32	13	13	
	33	7	7	
Total (kg MS/ha/an)		9150	8460	6870



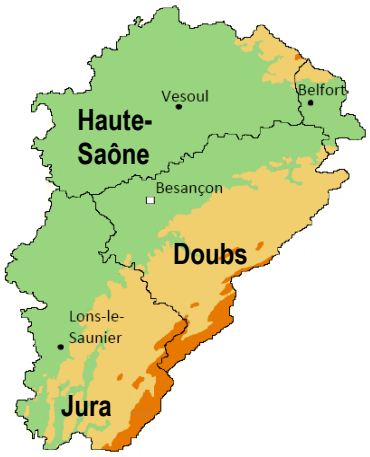
2.1.3 Réseau Franche-Comté

Un réseau de suivi hebdomadaire de la croissance de l'herbe, également basé sur la mesure d'un différentiel de hauteurs d'herbe entre deux semaines, a été mis en place en Franche-Comté (Doubs, Haute-Saône, Jura) à partir de 2008. Durant les 4 premières années (2008-2011), des mesures de biomasse, associées aux mesures de hauteur, ont permis d'établir une grille de densité de la végétation en fonction de l'altitude (prairies de plaine, plateau et montagne, Figure 5) et de la saison (avril-mai, juin, juillet-août, septembre-octobre). Des mesures de teneur en azote de l'herbe ont également été réalisées sur ces prélèvements. A ce jour, 7 années de suivi de croissance ont été réalisées (2008-2014) avec au total, 5161 données validées à l'échelle de la parcelle. **Le stock d'herbe est en moyenne de 8,7 t MS/ha/an et globalement plus élevé sur sols profonds que sur sols superficiels (9,5 vs 7,9 t MS/ha/an)**. L'altitude ne semble pas affecter fortement la production mesurée bien que le démarrage de végétation soit plus tardif en montagne qu'en plaine et avec une date intermédiaire sur le plateau (Tableau 3).

Tableau 3 : Profils de croissance de l'herbe (kg MS/ha/j) obtenus dans le réseau Franche-Comté (2008-2014).

		Sols Superficiels			Sols Profonds		
Mois	**Décade**	**Plaine**	**Plateau**	**Montagne**	**Plaine**	**Plateau**	**Montagne**
Mars	7	25			22		
	8	30			25		
	9	29	24		31	24	
Avril	10	33	24		39	23	24
	11	45	31		48	31	31
	12	46	37	40	56	44	39
Mai	13	52	47	46	57	64	51
	14	51	47	51	55	68	59
	15	48	46	50	54	62	65
Juin	16	40	40	48	52	57	61
	17	33	37	48	49	51	55
	18	32	35	50	44	53	49
Juillet	19	35	34	54	42	45	48
	20	35	34	68	42	46	49
	21	30	31	68	47	53	51
Août	22	23	33	62	44	58	52
	23	21	33	49	43	53	48
	24	23	35	44	37	43	42
Septembre	25	27	33	43	35	38	40
	26	31	30	38	34	40	38
	27	29	28	39	30	37	37
Octobre	28	27	31	36	25	38	28
	29	23	33	10	21	40	23
	30	20	15	5	15	22	8
Total (kg MS/ha/an)		7873	7360	8492	9472	9899	8974

Figure 5. Cartographie des zones définies pour le suivi de la croissance de l'herbe en Franche-Comté (Vert = plaine, orange clair = Plateau et orange foncé = montagne)



La synthèse des teneurs en azote de l'herbe repose sur 144 prélèvements (Tableau 4). Ce faible nombre de données n'a pas permis de retenir les mêmes profils que pour la croissance de l'herbe. Seul l'effet du mois de l'année (d'avril à octobre) est rapporté. La faible différence observée entre type de sols ne justifie pas de les distinguer.

Tableau 4 : Teneur en N de l'herbe en Franche-Comté (2008-2011)

Mois	N (g/kg MS)
Avril	25,3
Mai	30,9
Juin	30,8
Juillet	34,7
Août	35,5
Septembre	35,0
Octobre	33,1

Tableau 5 : Production annuelle d'azote par hectare

Sols Superficiels			Sols Profonds		
Plaine	Plateau	Montagne	Plaine	Plateau	Montagne
237	230	279	291	311	287

Au final, la quantité d'azote exportée est de, respectivement, 250 et 300 kg N/ha/an en moyenne sur sols superficiels et sur sols profonds (Tableau 5).

2.1.4 Réseau Auvergne (Chambre d'Agriculture 63)

Les données obtenues entre 2008 et 2013 dans le réseau de suivi de la croissance de l'herbe concernent essentiellement des données du Puy-de-Dôme. Elles ont fait l'objet d'une synthèse qui a permis de définir 3 profils de croissance selon l'altitude à laquelle se trouvent les parcelles.

Selon ces 3 zones (plaine, demi-montagne, montagne), la production totale annuelle varie de 6,5 à 7,2 t MS/ha/an (Tableau 6).

Ces valeurs plus modestes que dans les autres régions peuvent s'expliquer par un climat sans doute plus rigoureux. Elles peuvent aussi, en partie du moins, être associées aux valeurs de densités retenues par le groupe Auvergne qui paraissent un peu faibles, notamment pour certains types de prairies où la valeur est fixée à 200 kg MS/ha/cm (*vs* 250 en moyenne dans l'ensemble des données où ce paramètre a été mesuré).

Comme en Bretagne et Pays-de-Loire, l'absence de mesures de teneurs en azote de l'herbe ne permet pas d'évaluer la quantité annuelle d'azote exportée par ces prairies. Selon l'hypothèse de teneur en azote retenue, **les quantités d'azote exportées seraient comprises entre 160 et 200 et entre 180 et 210 kg N/ha/an**, respectivement pour les zones les moins favorables et les plus favorables à la pousse de l'herbe.

Tableau 6 : Profils de croissance de l'herbe (kg MS/ha/j) obtenus dans le réseau Auvergne (2008-2013).

Mois	Décade	Plaine	Demi-Montagne	Montagne
Mars	7	13		
	8	18	13	
	9	28	20	15
Avril	10	39	29	27
	11	51	45	28
	12	49	50	49
Mai	13	50	55	65
	14	45	49	63
	15	45	41	58
Juin	16	35	45	52
	17	36	42	54
	18	33	33	52
Juillet	19	22	27	35
	20	24	26	30
	21	21	24	29
Août	22	13	21	30
	23	15	20	19
	24	16	17	15
Septembre	25	16	15	16
	26	19	21	17
	27	17	18	18
Octobre	28	20	17	18
	29	21	16	12
Total (kg MS/ha/an)		6460	6440	7020

2.2 Données issues des dispositifs expérimentaux

2.2.1 Données du Pin-au-Haras (domaine INRA)

Les travaux sur la valorisation de l'herbe par les vaches laitières et la gestion du pâturage conduits à l'INRA du Pin-au-Haras depuis 1990 permettent de disposer d'une base de données (1990-2014) constituée de 1157 mesures de biomasse évaluées à la motofaucheuse avant chaque entrée des animaux dans la parcelle. Ces mesures ont également permis de collecter des échantillons d'herbe qui ont fait l'objet d'une analyse de composition chimique, notamment la teneur en protéines, aussi appelée matière azotée totale (MAT). La fertilisation azotée annuelle appliquée sur ces prairies a varié de 0 à 100 et 320 kg N/ha/an. Cette dernière valeur s'avère élevée par rapport aux niveaux de fertilisation généralement pratiqués en France.

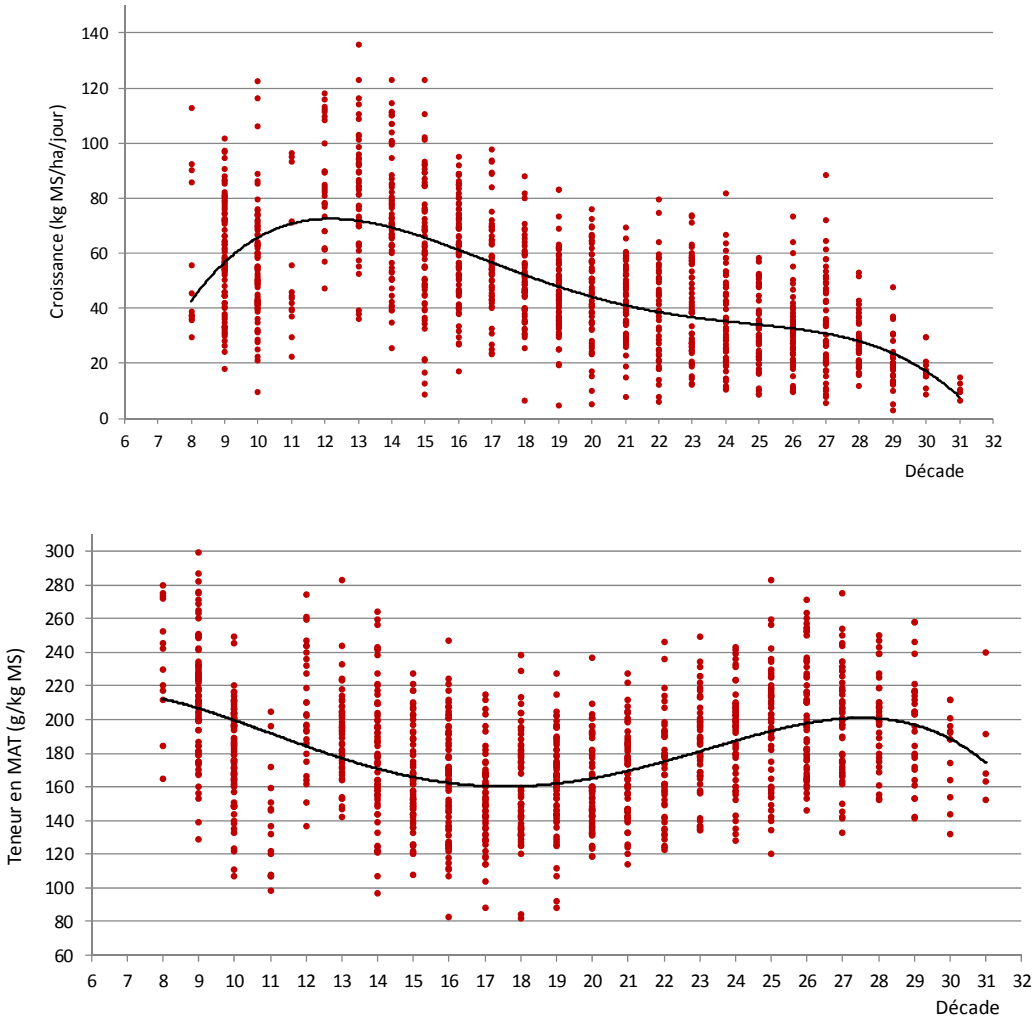
A partir de ces mesures, connaissant l'état de la parcelle en début de repousse, il est possible d'évaluer la croissance de l'herbe moyenne durant la période de repousse. Cette période de repousse, d'une durée moyenne de 38 jours, a varié de 8 à 101 jours. Comme le dispositif n'est pas complètement orthogonal, il est peu robuste de réaliser une synthèse par analyse de variance classique, intégrant les effets connus et contrôlés expérimentalement. Dans ces conditions, une approche par régression polynômiale d'ordre 4 sur les décades a permis d'aboutir aux résultats suivants (Tableau 7 et Figure 6).

Au total, sur ces parcelles pâturées, la production primaire moyenne est de 11,0 t MS/ha/an sur les 24 années de mesure et la quantité d'azote exportée est de 315 kg N/ha/an.

Tableau 7 : Profils de croissance et teneur en N de l'herbe observés au Pin-au-Haras (1990-2014)

Décade	Croissance (kg MS/ha/jour)	Teneur en N (g/kg MS)
8	43	34,0
9	57	33,0
10	66	31,9
11	71	30,7
12	72	29,5
13	72	28,3
14	69	27,3
15	66	26,5
16	61	26,0
17	57	25,7
18	52	25,7
19	48	25,9
20	44	26,4
21	41	27,1
22	39	28,0
23	37	29,0
24	35	30,0
25	34	30,9
26	33	31,6
27	31	32,1
28	28	32,1
29	24	31,5
30	17	30,2
31	8	27,9

Figure 6 : Courbe de croissance annuelle et de teneur en MAT (g/kg MS ; MAT = 6,25 x N) de l'herbe au Pin-au-Haras (1990-2014)

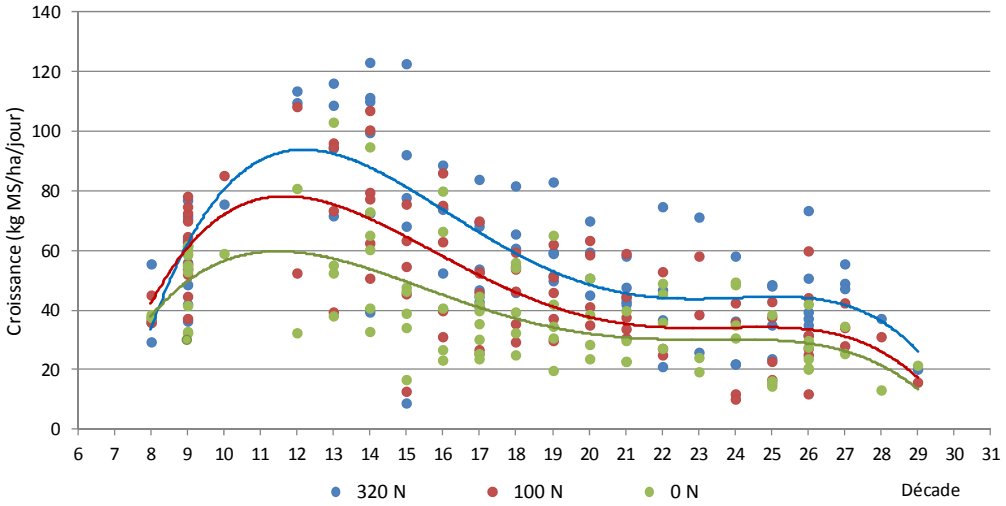


La production d'herbe, la teneur en N de l'herbe et la quantité d'azote exportée par ha et par an obtenues sur les prairies permanentes selon trois niveaux de fertilisation annuelle sont présentées au tableau 8. L'évolution de la croissance décadaire est décrite par les figures 6 et 7. Les écarts de production liés à la fertilisation se retrouvent tout au long de l'année mais sont plus nets au printemps.

Tableau 8 : Production annuelle et exportation d'azote selon trois niveaux de fertilisation azotée annuelle (Le Pin-au-Haras – 1990-1994)

Fertilisation (kg N/ha/an)	**0**	**100**	**320**
Biomasse produite (kg MS/ha/an	8150	10700	12370
Teneur en N (g/kg MS)	25,1	28,2	35,5
N exporté (kg N /ha /an)	205	300	440

Figure 7 : Courbes de croissance de l'herbe selon le niveau de fertilisation annuel (Le Pin-au-Haras, 1990-1994)



2.2.2 Données de la ferme de Méjusseaume (domaine INRA)

Dans le cadre du projet européen Multisward (n°FP7-244983), deux années complètes d'expérimentation (2013 et 2014) ont permis de mesurer la production primaire nette d'herbe sur 4 types de prairies comportant de 1 à 5 espèces en mélange (ray-grass anglais, trèfle blanc, trèfle violet, chicorée et fétuque élevée). L'essai a été réalisé sur 9 ha répartis en 4 blocs, avec une fertilisation minérale azotée de 75 kg N/ha/an par traitement (3 fois 25 unités au printemps). Les traitements étaient du ray-grass anglais pur (R), du ray-grass et 2 trèfles (RT), du ray-grass avec les 2 trèfles et de la chicorée (RTC) et, enfin, le mélange des 4 espèces (RTCF). L'objectif des mélanges était d'accroitre la production à même niveau de fertilisation en associant des espèces non fixatrices et fixatrices d'azote et des espèces à enracinement superficiel (ray-grass et trèfle blanc) et à enracinement profond (trèfle violet, chicorée, fétuque).

Le climat des 2 années a été très favorable à la croissance de l'herbe de ces prairies implantées depuis peu, notamment en début d'été (très pluvieux). Treize cycles de pâturage répartis sur les 2 années ont été réalisés, avec le même calendrier pour tous les traitements. Les quantités d'herbe produite (en kg MS/ha/an) et d'azote exporté par la végétation (en kg N/ha/an) ont été estimées à partir de mesures par coupe à la motofaucheuse et de la teneur en N de l'herbe, réalisées toute l'année et au minimum à chaque pâturage. Les données sont rassemblées dans le tableau 9.

Tableau 9 : Production d'herbe dans l'expérience « Multisward » conduite à Méjusseaume

Variable	Prairie[1]	Production primaire nette d'herbe		
		an 1	an 2	moy
kg MS/ha/an	R	14867	12153	13510
	RT	16228	12969	14599
	RTC	17203	12989	15096
	RTCF	17076	12739	14908
	Moy	16344	12713	**14528**
kg N/ha/an	R	397	337	367
	RT	476	347	412
	RTC	510	352	431
	RTCF	528	371	449
	Moy	478	352	**415**
Teneur N (g/kg MS)	R	29,1	26,1	27,7
	RT	30,7	28,8	29,8
	RTC	28,6	24,6	26,7
	RTCF	27,8	27,2	27,5
	Moy	29,1	26,7	**27,8**

[1] : Ray grass anglais (R), ray-grass et les 2 trèfles (RT), Ray-grass avec les 2 trèfles et de la chicorée (RTC), mélange des 4 espèces (RTCF).

La quantité d'herbe produite a été en moyenne de 14,5 t MS/ha (variation de 12,1 à 17,2 t MS/ha selon les années et les types de prairies) **et la quantité de N exportée a été en moyenne de 415 kg N/ha/an** (variations de 337 à 528 kg N/ha/an selon les années et les types de prairies).

2.2.3 Données collectées dans les fermes des partenaires de l'INRA

Les fermes des sites de Kerlavic (Chambre d'Agriculture du Finistère en partenariat avec Arvalis) et Kerbernes (site expérimental INRA) situées près de Quimper dans le Finistère (29) sont des fermes expérimentales, où des parcelles sont équipées de bougies poreuses ou de lysimètres et suivies par les ingénieurs de la Chambre d'Agriculture du Finistère en partenariat avec Arvalis et l'INRA. La ferme de La Jaillière (44) est un site expérimental d'Arvalis-Institut du Végétal où des travaux sur la prairie ont été conduits en partenariat avec l'INRA. L'ensemble des travaux conduits dans ces exploitations sont déjà assez anciens (réalisées avant 1995 pour l'essentiel). Ils se sont intéressés aux effets de la fertilisation azotée (N minéral) dans le cas de prairies de ray-grass anglais pur, et aux flux d'azote dans le cas d'associations ray-grass anglais - trèfle blanc (en particulier l'exportation, la fixation symbiotique et la lixiviation d'azote sous prairie). Les niveaux de fertilisation sur les graminées pures s'étendaient de 0 à 400 kg N/ha/an mais, pour les calculs des moyennes, nous n'avons retenu que les niveaux de fertilisation intermédiaires qui sont plus représentatifs des pratiques. Au final, les parcelles recevant plus de 300 kg N/ha/an ainsi que les parcelles de graminées pures ne recevant aucune fertilisation azotée n'ont pas été retenues dans les calculs des moyennes. Assez naturellement, les niveaux de fertilisation azotée sur les parcelles d'associations ont été plus faibles que sur les parcelles de graminées pures.

L'ensemble des mesures de production de biomasse annuelle et de quantités d'azote exportées par la végétation ont été réalisées par des coupes d'herbe à la micro-tondeuse ou avec des cisailles sur des surfaces mises en défends dans les parcelles pâturées, le plus souvent par des génisses, ou juste avant l'entrée des animaux dans les parcelles.

La quantité d'herbe produite sur les prairies dans l'Ouest breton recevant entre 100 et 300 kg N minéral/ha/an a été en moyenne de 9,5 t MS/ha/an et la quantité de N exportée a été en moyenne de 308 kg N/ha/an.

La quantité d'herbe produite sur les prairies de la ferme de La Jaillière en Pays-de-Loire a été en moyenne de 7,6 t MS/ha/an et la quantité de N exportée a été en moyenne de 223 kg N/ha/an.

Les productions moyennes sont plus faibles à la ferme de la Jaillière en Pays-de-Loire et la variabilité interannuelle un peu plus élevée que dans les sites bretons, ce qui reflète l'occurrence d'étés souvent plus séchants. Dans des conditions défavorables, les productions peuvent être très faibles, notamment dans le cas de graminées cultivées pures (de l'ordre de 4 t MS/ha/an et moins de 100 kg N exporté/ha/an). A l'inverse, on peut noter que les parcelles recevant les doses très élevées d'engrais minéral conduisent à des quantités d'azote exportées approchant 400 kg N/ha/an avec, en outre, des variabilités interannuelles assez faibles. Les données sont rassemblées dans le tableau 10.

Tableau 10 : Production d'herbe mesurée dans les essais de Kerlavic, Kerbernes (29) et La Jaillière (44)

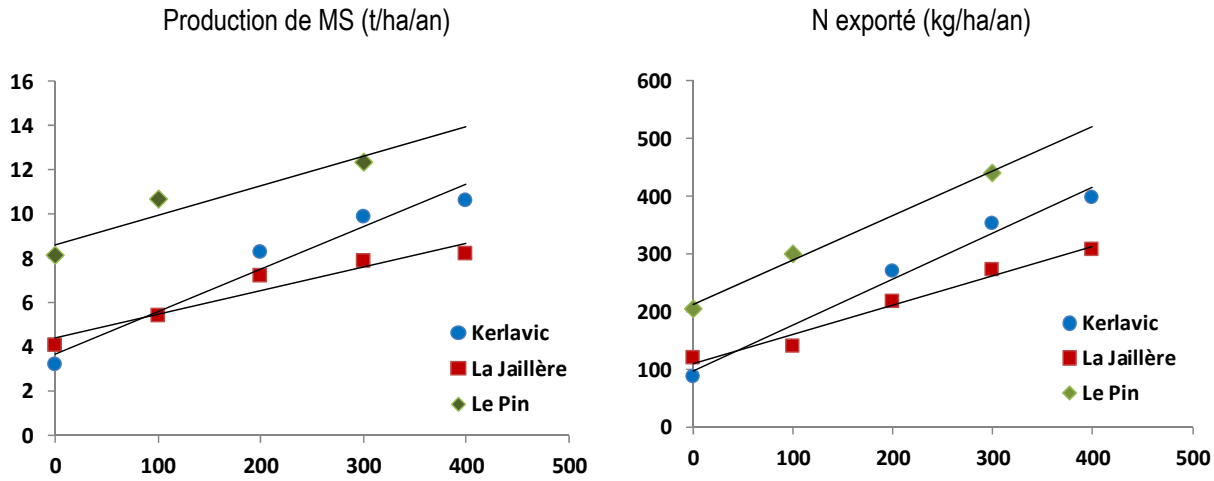
Espèces et Fert N	Trait	Biomasse (t MS/ha)							N exporté (kg/ha/an)						
Kerlavic essai 1		91	92	93	94	95	96	**Moy**	91	92	93	94	95	96	**Moy**
RGA 200*	6-8 Pât	7,6	7,7	9,2	9,2	7,5	8,5	**8,3**	223	275	327	293	221	280	**270**
RGA 300	6-8 Pât	9,7	10,6	9,8	10,0	9,7	9,7	**9,9**	330	401	369	347	308	357	**352**
RGA 200**	6-8 Pât	8,9	8,7	9,1	8,8	9,6	9,2	**9,0**	315	239	443	299	299	333	**321**
RGA 0	6-8 Pât	3,8	2,3	2,9	3,5	3,1	3,3	**3,2**	96	78	87	100	82	81	**87**
RGA 400**	6-8 Pât	10,8	11,0	10,0	11,3	10,9	9,6	**10,6**	396	445	389	402	384	376	**399**
RGA 400*	6-8 Pât	9,2	10,0	10,0	10,8	10,2	10,0	**10,0**	309	402	390	389	330	370	**365**
RGA-TB	6-8 Pât	-	-	-	9,9	10,2	7,6	**9,2**	-	-	-	352	350	273	**325**
Kerlavic essai 2		95	96	97	98			**Moy**	95	96	97	98	95	96	**Moy**
RGA 250	6-8 Pât	9,9	8,7	9,2	11,3			**9,8**	303	306	273	387			**305**
RGA 250	1 F+Pât	10,7	9,3	10,4	10,9			**10,3**	275	265	277	305			**280**
RGA 250	2 F+Pât	14,2	11,3	11,6	13,2			**12,6**	272	223	240	296			**258**
RGA-TB 50	6-8 Pât	9,9	8,3	8,8	9,5			**9,1**	373	304	278	317			**318**
RGA-TB 50	1 F+Pât	10,5	9,2	10,6	10,3			**10,1**	349	309	308	332			**325**
Kerlavic essai 3		97	98	99	00	01		**Moy**	97	98	99	00	01		**Moy**
RGA 0	8 Pât	3,6	4,0	2,8	3,5	4,0		**3,6**	93	148	68	84	98		**98**
RGA 250 m+L	6-8 Pât	11,3	11,6	9,7	10,6	9,4		**10,5**	344	432	272	303	255		**321**
RGA 250 min	6-8 Pât	11,7	9,8	8,7	8,9	9,1		**9,7**	365	369	245	254	249		**296**
Kerbernes		91	92	93	94	95		**Moy**	91	92	93	94	95		**Moy**
RGA 250	Pât	11,7	11,9	11,9	11,8	9,8		**11,4**	285	308	323	313	281		**302**
RGA-TB 0	Pât	10,2	11,2	7,9	9,4	6,4		**9,0**	332	267	273	342	186		**280**
La Jaillière essai 1		91	92	93	94	95		**Moy**	91	92	93	94	95		**Moy**
RGA 125	6 Pât	6,7	4,3	5,7	6,6	8,1		**6,3**	196	117	197	206	213		**186**
RGA 250	6 Pât	7,4	8,1	8,7	9,9	9,8		**8,8**	185	261	254	282	295		**255**
RGA 250	1 F+Pât	8,7	10,1	8,9	12,6	9,7		**10,0**	210	217	269	348	273		**263**
La Jaillière essai 2		93	94	95	96	97		**Moy**	93	94	95	96	97		**Moy**
RGA 100	4-6 Pât	7,0	6,2	4,5	5,0	4,2		**5,4**	212	156	113	121	96		**140**
RGA 200	4-6 Pât	7,9	10,5	5,8	6,1	5,8		**7,2**	261	326	164	183	158		**218**
RGA 300	4-6 Pât	9,9	10,8	6,0	6,6	6,3		**7,9**	370	381	199	233	183		**273**
RGA 0	4-6 Pât	7,3	7,8	4,5	4,3	3,0		**4,1**	158	117	100	140	83		**120**
RGA 400	4-6 Pât	10,0	12,2	5,9	7,6	5,5		**8,2**	390	453	214	294	186		**307**
RGA-TB 0	4-6 Pât	7,3	7,8	4,5	4,3	3,0		**5,4**	191	201	117	115	69		**138**

1 Pât = pâturage, F = Fauche ;

** 8x25 (200N) ou 8x50 (400N) vs ** 4x50 (200N) ou 4x75+4x25 (400 N), soit plus d'apport N au printemps*

Deux des essais pluriannuels conduits dans ces fermes ont concerné le niveau de fertilisation azotée avec une gamme de variation allant de 0 à 400 kg N/ha/an. Les données sont cohérentes avec celles observées dans l'essai du Pin-au-Haras. Les données de ces 3 essais conduits dans des situations où les prairies étaient pâturées et recevaient donc également les restitutions des animaux en plus de la fertilisation minérale (nous considérons ici les données moyennes de chaque essai), sont rassemblées à la figure 8. Elles mettent en évidence l'effet déterminant de la fertilisation azotée sur la productivité des prairies et les quantités de N exportées, même si les réponses sont un peu moins fortes sur le site de La Jaillière (+ 50 kg de N exporté / 100 kg de N/ha/an vs + 78 kg de N exporté sur les 2 autres sites).

Figure 8 : Effet de la fertilisation azotée (kg N/ha/an) sur la production des prairies (synthèse de 3 essais)



3 Estimation de la production d'herbe et du risque de fuite du nitrate par modélisation

3.1 Utilisation du modèle STICS

Des estimations de la production des prairies avaient été réalisées pour le ministère de l'Agriculture (SSP), à l'aide du système ISOP (Information et Suivi Objectif des Prairies, Donet *et al.*, 2001), construit conjointement par l'INRA, le SSP et Météo-France. Dans ce système, une version antérieure du modèle STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est utilisée depuis 2000 pour l'estimation de la production mensuelle des prairies à l'échelle de régions fourragères. STICS a également été utilisé dans le cadre du projet IPP (Indice de Productivité des Prairies) orienté vers la définition des zones à faible potentiel de production. Les résultats de ces travaux antérieurs sont brièvement rappelés dans l'annexe 1.

Dans la suite de ce travail, nous avons décidé de continuer à utiliser le modèle STICS. Le choix de ce modèle a été motivé par le fait (i) qu'il a été jugé le plus complet et le plus pertinent pour répondre aux besoins de l'étude, et (ii) qu'il présentait l'opportunité d'être disponible d'une par le biais de la plateforme de simulation de l'INRA, Record, offrant *a priori* des facilités de mise en œuvre des simulations. Toutefois, nous avons dû adapter le modèle pour répondre aux objectifs de l'étude.

3.1.1 Description générale du modèle STICS au début de l'étude

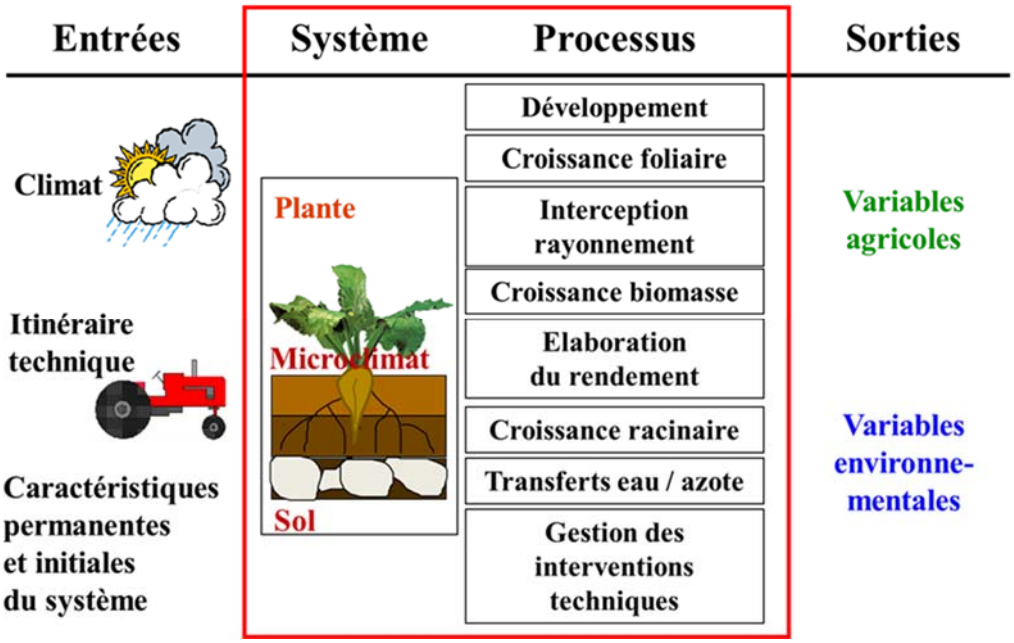
Le modèle STICS est un modèle mécaniste et générique de simulation d'une culture ou d'une rotation culturale, implantée sur un sol, un itinéraire technique étant appliqué à chacune des cultures simulées (Figure 9). Une description des principaux concepts du modèle est disponible dans Brisson *et al.* (2003). STICS simule à un pas de temps journalier l'ensemble des flux de matière sèche, d'eau et d'azote associés au fonctionnement des grandes cultures et des prairies. C'est un outil de diagnostic qui permet de simuler les conséquences des modifications du contexte pédoclimatique et/ou des pratiques (choix de la culture et de sa variété, modification de l'itinéraire technique) sur les rendements (quantité et qualité) et sur l'environnement (qualité de l'eau et de l'air) (Figure 9). STICS tient compte des pratiques culturales courantes et communes à la plupart des cultures (i.e. travail du sol, semis, fertilisation, irrigation, récolte, etc.) mais aussi des pratiques spécifiques à certaines cultures (par ex. la fauche dans le cas des prairies).

La croissance de la plante (production de matière sèche et augmentation de la surface foliaire), la phénologie ainsi que les flux impliqués dans les bilans eau et azote tels que le drainage et la lixiviation du nitrate sont simulés à la journée. La production de biomasse est simulée en convertissant le rayonnement actif pour la photosynthèse intercepté par la surface foliaire en matière sèche produite. Cette production est modulée par les effets de la température et par le niveau de satisfaction des besoins en eau et en azote de la culture.

La réserve en eau du sol est alimentée par les précipitations, et éventuellement l'eau d'irrigation et les remontées capillaires, et est diminuée de l'évapotranspiration, du ruissellement et du drainage.

Les entrées d'azote dans le système sol-plante incluent la fertilisation minérale et organique, la fixation symbiotique d'azote par les légumineuses et les précipitations. Les sorties d'azote comprennent l'exportation d'azote par les cultures, la émissions d'azote vers l'air et la lixiviation du nitrate. Les flux d'azote internes au système (retours au sol par sénescence, minéralisation, immobilisation) sont également simulés. STICS simule également la décomposition des résidus de culture et des effluents organiques épandus sur les cultures ou les prairies. Dans le cadre du projet ISOP, le modèle a été adapté à la simulation de la prairie par Ruget *et al.* (2006) afin de fournir une cartographie des rendements fourragers à l'échelle de la France.

Figure 9. Représentation schématique du modèle STICS



Nous décrivons ci-après de manière plus détaillée la façon dont sont simulés les processus clés de minéralisation de la matière organique et de lixiviation du nitrate dans la version du modèle utilisée pour cette étude.

3.1.2 Simulation du drainage et de la lixiviation du nitrate

Le transfert de l'eau dans les micropores du sol est calculé quotidiennement par couche élémentaire de 1 cm d'épaisseur en utilisant une analogie de type réservoir. Les paramètres capacité au champ, point de flétrissement et densité apparente, décrivant chaque couche élémentaire de 1 cm d'épaisseur, proviennent de la description des 5 horizons de sol par l'utilisateur du modèle. L'eau remplit successivement les couches depuis la surface jusqu'en profondeur, en faisant l'hypothèse que la limite haute de chacun des réservoirs élémentaires est égal à la capacité au champ de l'horizon correspondant. L'eau en excès au-dessus de la capacité au champ est drainée vers la couche inférieure. Les horizons de sol soumis à l'évaporation de l'eau peuvent s'assécher. Dans les horizons plus profonds, l'eau est uniquement prélevée par les plantes et demeure au-dessus du point de flétrissement. La présence de cailloux, de macropores, de fissures et de remontées capillaires peut être prise en compte par le modèle pour la simulation du transfert d'eau dans le sol.

Le transfert du nitrate est également simulé chaque jour sur la base d'une analogie de type réservoir, selon le principe des cellules de mélange. Le nitrate arrivant par convection avec l'eau dans les couches élémentaires se mélange avec le nitrate déjà présent. L'eau en excès au-dessus de la capacité au champ qui draine vers l'horizon inférieur emporte avec elle les nitrates présents à cette nouvelle concentration. Une concentration minimale en nitrate, en dessous de laquelle aucune lixiviation n'intervient, est considérée.

La lame drainante et la lixiviation du nitrate simulées à la base du profil de sol ne sont pas absorbables par une autre culture. Les mouvements du nitrate vers la surface n'interviennent qu'au travers des prélèvements effectués par la plante.

3.1.3 Simulation de la minéralisation de la matière organique

STICS simule une minéralisation nette de la matière organique, issue à la fois de la décomposition de la matière organique des sols (MOH) et de celle des résidus organiques (MOR). La matière organique simulée correspond dans le modèle à de l'azote organique.

- La minéralisation de la MOH résulte de la décomposition de la matière organique du sol (humus). C'est un processus permanent qui conduit à un relargage d'azote minéral, c'est-à-dire une minéralisation nette appelée « minéralisation basale ».

- La minéralisation de la MOR est associée à la décomposition des résidus de culture ou des amendements organiques. Cette dernière inclut les restitutions animales fécales qui sont modélisées comme un apport de lisier bovin dans la version de STICS nouvellement développée pour les besoins de l'étude (Cf. paragraphe 3.1.5.1). La minéralisation de la MOR est un processus variable dans le temps, lié aux pratiques simulées de fertilisation, et désormais de pâturage. Durant une première phase après l'apport de résidus, la minéralisation peut être positive ou négative (immobilisation d'azote). Durant une seconde phase, la minéralisation est positive au travers d'un processus de « re-minéralisation » qui relargue l'azote provenant des résidus et de la biomasse microbienne qui a été décomposée.

STICS considère que la MOH totale est composée de 2 pools :

- un pool actif, disponible pour la minéralisation et l'humification,
- un pool inerte ou stable sur une période de 100 ans, qui n'est pas minéralisable.

Dans les simulations réalisées pour l'étude, la part inerte de la matière organique est fixée arbitrairement à 65% pour tous les sols, quelle que soit leur teneur en MO.

La minéralisation de la MOH est calculée comme le produit d'un taux potentiel de minéralisation, qui est modulé par les effets de la température, du contenu en eau du sol, et de la quantité d'azote organique du pool actif du sol. Le contenu en eau du sol modifie la minéralisation de la MOH et de la MOR selon une fonction de réponse linéaire. En conditions tempérées, la minéralisation de la MOH et de la MOR est maximale lorsque le sol est à 90% de la réserve utile, et minimale lorsque le sol est à 25% de la réserve utile. L'influence de la température du sol est modélisée selon une loi de réponse de type logistique qui permet de simuler la faible augmentation de la minéralisation aux hautes températures lorsque l'activité microbienne diminue. La réponse de la minéralisation de la MOH à la température est quasi exponentielle entre 0 et 25°C puis augmente plus doucement au-delà de cette température.

Le potentiel de minéralisation dépend à la fois du contenu en argile et en calcaire de l'horizon de surface. La minéralisation diminue lorsque le contenu en argile augmente et lorsque le contenu en calcaire diminue.

La quantité d'azote organique du pool actif est calculée comme le produit du contenu en azote organique de l'horizon de surface (N_{org}, constante spécifique du sol et du type de prairies dans nos simulations), de la proportion d'azote organique actif, de la densité apparente de l'horizon de surface, et de la profondeur de l'horizon d'humification.

3.1.4 Définition du domaine de validité de STICS au début de l'étude

Le modèle STICS permet de simuler des prairies permanentes ou semées, dans des conditions de sol et de climat tempérés. La végétation y est représentée par une plante moyenne, sans représentation des interactions entre individus/espèces. Cette plante moyenne est soit une graminée, correspondant à un type fonctionnel B dans la typologie de Cruz *et al.* (2010) telle qu'une fétuque élevée, soit une légumineuse. La luzerne est la seule légumineuse disponible pour les besoins de l'étude. Les prairies de mélanges ne sont pas représentées explicitement par le modèle.

Les performances du modèle (version v8.2.2, antérieure à celle utilisée dans l'étude) avec un paramétrage standard ont récemment été évaluées par Coucheney *et al.* (2015) sur un jeu de données couvrant 15 cultures différentes et une large gamme de conditions pédoclimatiques en France. Cette évaluation a montré que STICS

était un outil adéquat et de qualité pour l'étude des effets des modifications du pédoclimat et/ou des pratiques sur le fonctionnement des agroécosystèmes. Toutefois, le modèle n'a été évalué que sur ses performances en matière de production. Et aucune évaluation du modèle n'a encore été réalisée sur son aptitude à simuler correctement la lixiviation du nitrate sous prairie.

L'analyse des résultats des simulations sur un sous-échantillon a fait apparaître des limites du modèle pour la simulation de sols riches en matière organique. Cela a nécessité un reparamétrage, voire l'exclusion de situations pour lesquelles les équations du modèle sortaient de leur domaine de validité. Ainsi, la teneur en matière organique de l'horizon de surface des sols a été bornée à 7,6% et les sols à texture organique (comme les histosols) ont été supprimés du plan de simulation. De plus, STICS est destiné à la simulation de prairies fauchées. Dans le cas de la simulation de prairies pâturées, les prélèvements d'herbe par les animaux étaient jusqu'ici mimés par une fauche, sans tenir compte des restitutions animales immédiates sur la prairie.

3.1.5 Amélioration des capacités de STICS pour les besoins de l'étude et développement de PâturSTICS

3.1.5.1 Prise en compte des restitutions animales au pâturage

Pour simuler le risque de lixiviation du nitrate sous parcelle pâturée, il fallait pouvoir prendre en compte les restitutions (urine et fèces) des animaux. Nous avons donc créé un module complémentaire simulant de façon simplifiée (métamodèle) les restitutions d'un troupeau laitier.

Ce métamodèle a été développé sur la base de travaux antérieurs et de données expérimentales disponibles au sein de l'UMR PEGASE de l'INRA. Il est décrit en annexe 2. Dans cette nouvelle version du modèle, le prélèvement par les animaux est simulé comme une fauche (tout est prélevé en une fois, sur une journée). La quantité ainsi récoltée représente la quantité d'herbe ingérée par les animaux durant leur présence sur la parcelle. Le chargement animal et la durée des périodes de pâturage ne sont donc pas une entrée du modèle. Toutefois, il est possible de déduire des quantités ingérées, un nombre d'UGB ayant consommé l'herbe dans la journée, soit des UGB.jour. Les restitutions fécales et urinaires sont représentées par, respectivement, une application de lisier bovin et d'urée le lendemain de la fauche, dont les quantités et certaines caractéristiques sont calculées chaque jour par le modèle :

- la quantité de fèces produite par les animaux à partir de la quantité d'herbe récoltée (i.e. ingérée) sur la base des travaux de Cutullic *et al.* (2013). Cette quantité de fèces est diminuée de la part des restitutions animales hors parcelle (chemins, salle de traite, aires d'attente), estimée à 20% par les experts. Le ratio C/N des fèces est calculé à partir de la teneur en azote de l'herbe récoltée (i.e. ingérée). Certains paramètres nécessaires à STICS pour décrire les caractéristiques du lisier de bovin mimant les fèces (contenus en carbone, en azote minéral et en eau) sont considérés constants et reflètent une ration exclusivement à base d'herbe.

- la quantité d'urine restituée à partir de la quantité d'herbe récoltée (i.e. ingérée) et de sa teneur en azote, d'après les travaux de Faverdin et Vérité (1998) d'une part, et Spanghero et Kowalski (1997) d'autre part.

Ce métamodèle a été calibré pour des vaches laitières ingérant 17 kg d'herbe par jour, produisant chaque jour 25 kg d'un lait contenant 31 g de protéines par kg de lait.

3.1.5.2 Amélioration de la simulation de la croissance d'herbe

3.1.5.2.1 Meilleure prise en compte de la sénescence de l'herbe restante après exploitation

La version initiale de STICS considérait que toute la biomasse laissée après une fauche disparaissait par sénescence lors d'une durée de vie de feuille, correspondant souvent à la durée de la repousse jusqu'à l'intervention suivante. De ce fait, les valeurs de biomasse et d'indice foliaire résiduels fixés par l'utilisateur impactaient grandement les quantités récoltables et donc les rendements simulés, ce qui n'est pas observé dans

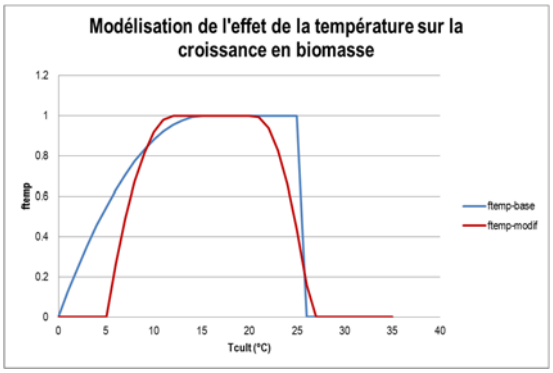
la réalité, hormis dans le cas de la première exploitation de l'année. Pour mieux traduire la dynamique de sénescence de la repousse suivant la récolte, la vitesse de sénescence de la biomasse résiduelle a été abaissée à partir des connaissances fournies par les experts en gestion du pâturage. En l'absence d'autre possibilité facile à mettre en œuvre, nous avons choisi de considérer que seulement un tiers de la biomasse résiduelle restant près du sol après la coupe disparait par sénescence entre deux exploitations successives. La prise en compte du pâturage a aussi nécessité de spécifier les valeurs des biomasses résiduelles et l'indice foliaire après un prélèvement par pâturage et par fauche, pour intégrer les spécificités de ces deux modes exploitations. La biomasse résiduelle est toujours plus importante après fauche qu'après un pâturage (voir tableau 11).

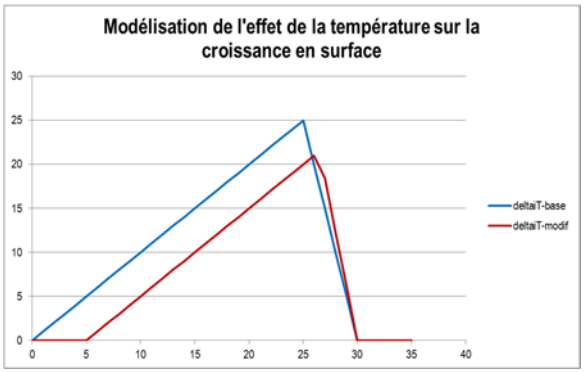
3.1.5.2.2 Amélioration de la simulation de la dynamique intra-annuelle de la croissance

La comparaison des dynamiques intra-annuelles simulées par STICS sur un sous-échantillon du plan de simulation total avec les observations disponibles *via* les réseaux de suivi de la croissance en Bretagne, Pays-de-la-Loire, Auvergne et Franche-Comté (voir partie 2) montrait que la croissance simulée par le modèle était trop importante en hiver et en été. En hiver, la croissance observée dans les réseaux reste inférieure à 10 kg MS/ha/j, cette valeur n'étant atteinte qu'en cas d'hiver doux comme en Bretagne. Nous avons donc modifié le paramétrage des courbes de réponse à la température influençant la croissance de l'herbe simulée par le modèle, de façon à pénaliser davantage la croissance dans le cas de températures hivernales basses et de températures estivales élevées. La figure 10 illustre la nouvelle dynamique de la croissance de l'herbe dans le cas des prairies bretonnes pour les 26 modes d'exploitations retenus pour cette région sur la base de la simulation d'un sous-échantillon.

Figure 10 : a) Illustration de la nouvelle fonction température sur la réponse de la croissance (courbe rouge) comparée à celle de la version initiale (courbe bleue) et b) conséquences sur les dynamiques de production au cours de l'année en Bretagne

a)

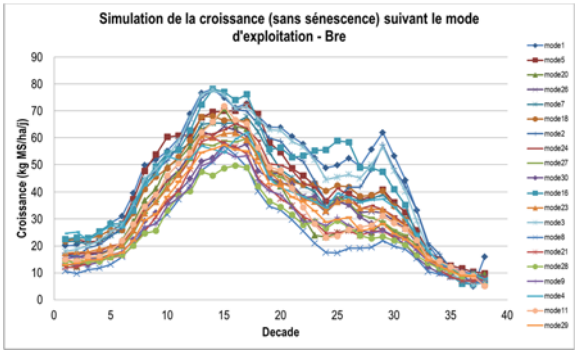


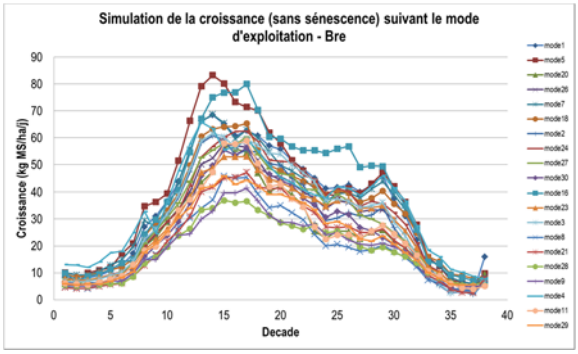


Croissance avant correction (cas de la Bretagne)

Croissance après correction (cas de la Bretagne)

b)





3.1.5.2.3 Amélioration de la simulation de la teneur en protéines de l'herbe

L'analyse des formalismes impliqués dans le calcul de la teneur en azote (teneur en protéines = 6,25 x teneur en azote) du couvert a permis de mettre en évidence un paramétrage inadapté de la courbe de dilution de l'azote. Cette courbe montre une décroissance de la teneur en azote de la plante avec l'accroissement du rendement au-dessus d'une biomasse « seuil ». Cette biomasse « seuil » n'est pas définie dans la littérature au ras du sol mais à une hauteur d'herbe de 5 cm au-dessus du sol (Gastal et Lemaire, 2002). Or les biomasses sont définies dans STICS au ras du sol. Il faut donc ajouter à la valeur « seuil » de 1 t MS/ha, définie au-dessus de 5 cm, la biomasse présente entre 0 et 5 cm. Cette biomasse est évaluée, selon les experts en gestion du pâturage à 2 t MS/ha en moyenne. Une fois cette correction effectuée, les valeurs de la teneur en protéines simulées s'échelonnent entre 12 et 19%, ce qui paraît plus cohérent que ce qui était simulé avant cette correction (entre 12 et 27%). Cette correction a été effectuée à la fois pour la graminée et la légumineuse utilisées dans les simulations.

3.1.5.2.4 Amélioration de la qualité de simulation de la luzerne

Dans un premier temps, nous avons vérifié la capacité du modèle à simuler correctement le comportement des légumineuses en réponse à la fertilisation azotée. Pour cela, nous avons simulé le comportement d'une luzernière en Poitou-Charentes uniquement pâturée ou uniquement fauchée, avec et sans fertilisation. Les résultats montrent que STICS simule bien le fait que la luzerne répond à l'azote apporté par fertilisation en diminuant son activité symbiotique, et que l'azote apporté a un effet minime sur la production et la teneur en protéines de la légumineuse récoltée ou ingérée par les animaux, ainsi que sur les quantités d'azote prélevées.

Les rendements simulés, la teneur en protéines et l'exportation d'azote par les luzernières présentes en Poitou-Charentes et en Bourgogne, suivant les 5 modes d'exploitation fixes dans l'étude, ont été comparés aux valeurs observées dans ces deux régions après ajustement du paramétrage plante. L'ensemble est cohérent avec les valeurs trouvées dans la littérature. En particulier, l'exportation d'azote simulée (23 à 31 kg N exporté par tonne de MS suivant les modes d'exploitations et les années) est proche du chiffre moyen fournis par le GNIS (28 kg N exporté par tonne de MS).

Le modèle STICS ne simule pas explicitement les prairies d'associations entre graminées et légumineuses. Pour représenter ce mélange, il faut simuler une graminée d'une part, et une légumineuse d'autre part, puis calculer une moyenne pondérée prenant en compte la proportion de légumineuses dans le mélange. Celle-ci a été fixée à 30 % en moyenne sur la saison de croissance de la végétation en accord avec l'avis des experts. Pour simuler le mélange, encore faut-il que STICS puisse simuler une exploitation synchrone des deux espèces cultivées en association. En effet, les fichiers descriptifs de l'itinéraire technique sont spécifiques à la graminée et à la légumineuse dans STICS car la température de développement des légumineuses diffère de celle des graminées alors que les exploitations sont toujours déclenchées pour une même somme de températures. Afin d'assurer la synchronisation des dates d'exploitation, nous avons donc dû ajuster les sommes de températures des exploitations de la légumineuse. Nous avons vérifié le synchronisme des exploitations produites par le modèle ainsi ajusté sur quelques simulations. Le synchronisme des dates d'exploitation est acceptable avec toutefois quelques décalages pour l'année qui suit l'implantation de la prairie et pour les modes correspondant à des pâturages très fréquents dans l'année.

La **version du modèle utilisée dans cette étude (version v8.3.1**), intègre, en plus des modifications précédemment décrites, de nouveaux formalismes de simulation des processus de dénitrification, nitrification et des émissions de N_2O associées (Bessou *et al.*, 2010, Peyrard *et al.*, 2017). Il s'agit d'une **version de recherche, développée pour les besoins de l'étude**. Elle sera mentionnée sous le nom de « **PâturSTICS** » dans la suite du texte.

3.1.5.3 Révision des modes d'exploitation de l'herbe

3.1.5.3.1 Révision des conditions de réalisation des exploitations

Le calendrier des exploitations de l'herbe est défini dans STICS soit par des jours calendaires de repousse soit selon les sommes de températures accumulées entre deux exploitations successives, afin d'adapter le calendrier d'exploitation (pâturage ou fauche) à la variabilité du climat entre années et entre régions. Une fois que la somme de températures prévue dans le calendrier de récolte prévisionnel est atteinte, plusieurs conditions doivent encore être satisfaites pour que l'exploitation ait effectivement lieu dans des conditions réalistes :

- le modèle doit pouvoir laisser sur la parcelle une quantité de biomasse et un indice foliaire de l'herbe après l'exploitation, dits « résiduels », fixés par l'utilisateur. Les valeurs résiduelles sont définies depuis la surface du sol,
- compte-tenu de ces valeurs résiduelles, le modèle doit pouvoir récolter une biomasse minimum, également fixée par l'utilisateur. Cette valeur représente la biomasse pour laquelle l'éleveur juge utile/rentable de venir faucher et/ou de faire entrer les animaux sur la parcelle.

En regard des pratiques usuelles, les valeurs résiduelles initiales utilisées étaient faibles quelle que soit la modalité (fauche ou pâture). De nouvelles valeurs ont donc été utilisées pour distinguer les exploitations par fauche et par pâturage. Ces valeurs traduisent le fait que, comparé à la fauche, le pâturage est associé à une exploitation plus fréquente et plus rase du couvert, qui, sur le terrain, contient davantage de feuilles après le passage des animaux là où la végétation est essentiellement constituée de tiges et de gaines après une fauche.

Tableau 11. Conditionnement de la réalisation des fauches et du pâturage

	Biomasse résiduelle (t MS/ha ras du sol)	**Indice foliaire résiduel (m^2/m^2)**	**Valeur minimale du récoltable (t MS/ha ras du sol)**
Fauche	2,0	0,5	1,0
Pâturage	1,5	1,0	0,5

3.1.5.3.2 Amélioration du réalisme de représentation des exploitations par pâturage

Dans les modes d'exploitation définis dans ISOP, les prairies étaient exploitées à des âges de repousse relativement importants, correspondant à des coupes d'ensilage ou de foin, et pas à une exploitation par pâturage. Concrètement, le rythme des exploitations pâturées, tel qu'il était paramétré initialement, conduisait à simuler des pâturages trop tardifs, avec des couverts pauvres en azote, et finalement des quantités d'azote restituées par les pissats des animaux trop faibles en regard de la littérature (30 à 50 kg N/ha vs ordre de grandeur attendu de 100 à 350 kg N/ha/an d'après Delaby *et al.* (1997)). Une exploitation plus fréquente de la prairie a été adoptée de façon à simuler une consommation d'organes plus jeunes et plus riches en azote, et les restitutions animales associées. Pour cela, nous avons donc dupliqué les passages pâturés initialement prévus dans les modes d'exploitation définis dans ISOP, et fixé des bornes pour conserver des modes d'exploitation réalistes par rapport au pratiques. Ainsi :

- STICS déclenche maintenant un pâturage dès que la somme de températures entre deux passages est deux fois plus faible que dans la version précédente mais avec une borne inférieure fixée à 315 °C j, de façon à respecter un intervalle minimum de 20 à 25 jours entre deux pâturages successifs.
- Pour ne pas excéder 10 séquences de pâturage dans l'année, nous avons appliqué la règle suivante à l'ensemble des modes d'exploitation uniquement pâturés : le dernier pâturage initialement prévu dans l'année a été supprimé et seuls les autres pâturages ont été dupliqués.

Dans cette configuration, les prélèvements de biomasse simulés par le modèle sont quasi inchangés à l'année entre les anciens et les nouveaux modes d'exploitation : on récolte plus souvent mais moins à chaque pâturage ce qui est tout à fait logique. Les quantités d'azote urinaire restituées sont également beaucoup plus cohérentes avec les données expérimentales observées.

3.2 Mise en œuvre et modalités de réalisation des simulations avec PâturSTICS

3.2.1 Elaboration du plan de simulation et des données d'entrée

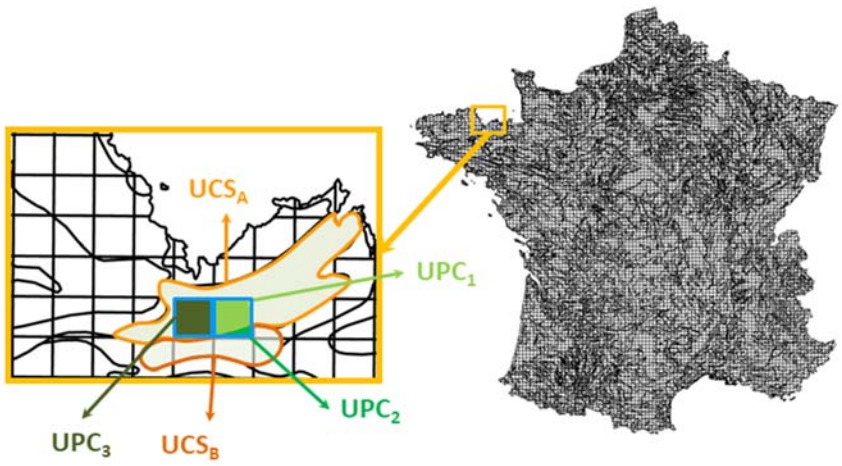
3.2.1.1 Définition des conditions pédoclimatiques et des échelles de simulation

L'information climatique requise pour faire tourner STICS (précipitations, température de l'air, rayonnement global, {évapotranspiration ou humidité et vent}) a été fournie par le Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie (SAFRAN ; 8 km x 8 km soit 6400 ha) (Durand *et al.*, 1993). Cette information nous a été fournie à un pas de temps journalier et couvre une période de 30 années, de 1984 à 2013.

L'information liée au sol provient principalement de la base de données géographique des sols de France au 1/1 000 000 (BDGSF, Jamagne *et al.*, 1995) ou a été dérivée de fonctions de pédotransfert. Dans cette base de données, l'information descriptive des sols est disponible à l'échelle d'unités cartographiques de sol (UCS) qui sont définies comme des zones homogènes du point de vue de la composition des sols. Chaque UCS est composée d'une à 6 unités typologiques de sol (UTS). Les UTS ne sont pas localisées géographiquement et seul le pourcentage de chacune des UTS présentes dans une UCS donnée est connu. A l'échelle de la France, ont été définies 321 UCS et 917 UTS différentes.

Les paramètres de sol nécessaires au modèle STICS ont été fournis à l'échelle de l'UTS par l'unité InfoSol de l'INRA. Le contenu en carbone organique de l'horizon de surface (0-30 cm) a quant à lui été estimé d'après Mülder *et al.* (2016) et a été différencié entre prairies semées et prairies permanentes. Pour cela, nous avons fait l'hypothèse que le contenu en carbone organique sous prairies semées était similaire à celui d'une grande culture. Faute de pouvoir mieux l'estimer, et sur la base du rapport sur l'état des sols de France (GIS Sol INRA, 2011), nous avons estimé le carbone organique des sols des prairies permanentes en multipliant le carbone organique des sols des prairies semées (ou temporaires) par un facteur de 1,5. Le contenu en azote organique de l'horizon de surface a été dérivé de ce contenu en carbone organique en faisant l'hypothèse d'un ratio C/N pour le sol de 11.

Figure 11. Illustration de la résolution spatiale adoptée dans l'étude : l'unité pédoclimatique (UPC) ; les UPC sont issues du croisement de la résolution climatique (1 maille carrée de 8 km x 8 km) et de la résolution pédologique (1 unité cartographique de sol de taille variable notée UCS)



Afin de limiter le nombre de simulations, seules les UTS couvrant au moins 90% de la surface de l'UCS ont été conservées dans le plan de simulation. Le croisement de la résolution de l'information climatique à l'échelle de l'UCS et de la résolution de l'information climatique à l'échelle d'une maille SAFRAN a abouti à la définition de 30 966 unités pédoclimatiques (UPC) (Figure 11) dont seulement la moitié environ (15 032 UPC) a été conservée car présentant une surface en prairie suffisante pour entrer dans le plan de simulation de l'étude (Tableau 12).

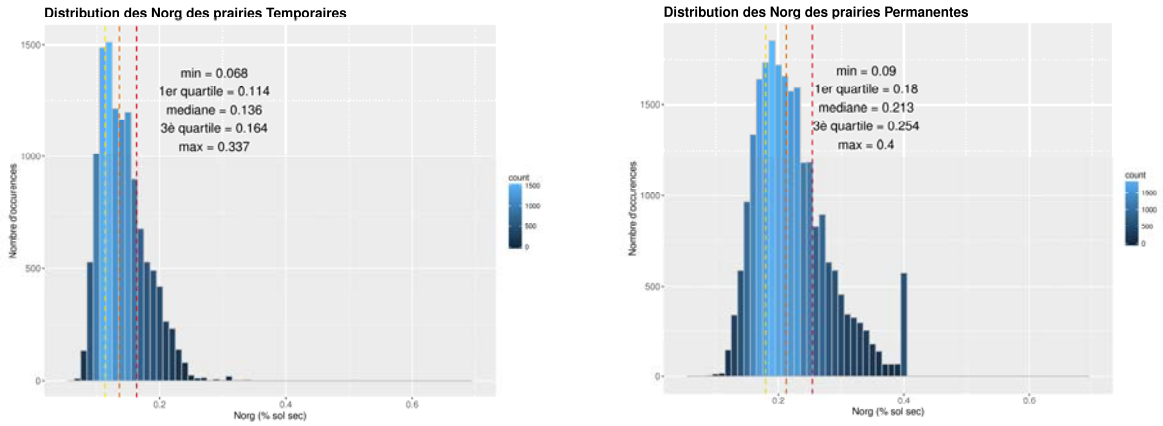
Les simulations ont été lancées sur chacune de ces UPC et sur une période de 30 années (1984-2013). L'information liée à la pente du terrain n'était pas disponible et ses effets sur le ruissellement de surface ont donc été négligés. STICS permet de tenir compte de la concentration atmosphérique en CO_2 sur les besoins en eau et la croissance de la plante. La valeur de la concentration atmosphérique en CO_2 définie par défaut à 350 ppm a été conservée dans l'étude. En effet, passer à une concentration atmosphérique en CO_2 de 370 ppm (moyenne de 1984 à 2013) n'aurait eu que très peu d'impacts sur les résultats.

Tableau 12. Nombre d'unités de simulation de la prairie considéré dans l'étude, et détail du nombre d'unités cartographiques de sol (UCS), d'unités typologiques de sol (UTS) et de mailles climatiques SAFRAN

	Total	Etude
Mailles Safran	8987	6436
UCS	321	267
UTS	917	408
UPC	30966	15032

L'analyse des premiers résultats a mis en évidence des limites dans la capacité du modèle à simuler correctement les sols riches en matière organique. Compte-tenu des capacités du modèle, la teneur en azote organique de l'horizon de surface a été bornée à 0,4% (soit une teneur en MO de 7,6%). Cela concerne de fait très peu de sols (Figure 12). De même, les sols dont l'horizon de surface avait une texture organique (cas des histosols) ont été exclus du plan de simulation car les équations de calcul de la minéralisation de la matière organique n'ont pas été calibrées pour ce type de sol. Cela concerne également très peu de sols.

Figure 12. Distribution de l'azote organique de l'horizon de surface des sols sur lesquels sont implantées les prairies permanentes et temporaires dans l'étude



3.2.1.2 Types de prairies pris en compte et durée d'implantation des prairies

Une typologie des prairies basée sur le niveau d'autonomie de la production vis-à-vis des intrants (de 30 à 100%, Tableau 13), proposée par l'UMR AGIR (M. Duru) de l'INRA, a permis de distinguer 4 types de prairies. Les types 1 et 4 font référence à des prairies permanentes, respectivement gérées de manière extensive et plus intensive. Le type 2 correspond à des prairies artificielles de légumineuses pures. Le type 3 correspond à des prairies semées de graminées pures ou en mélange avec une légumineuse. Le paramétrage standard du modèle STICS utilisé pour simuler des graminées correspond à un type fonctionnel "B" tel que défini par Cruz *et al.* (2010), c'est-à-dire à des espèces telles que *Festuca arundinacea* L. et *Dactylis glomerata* L. Afin de représenter les légumineuses dans les prairies semées, nous avons utilisé le paramétrage du modèle pour la luzerne et les prairies d'associations ont été simulées en considérant 70% de graminées B et 30% de luzerne en moyenne sur l'année. La répartition de ces types de prairies à l'échelle de la France est présentée à la figure 13. Dans la mesure où les types de prairies utilisent le même paramétrage du modèle pour les graminées d'une part et les légumineuses d'autre part, les types de prairie diffèrent ici uniquement au travers des pratiques de gestion de l'herbe.

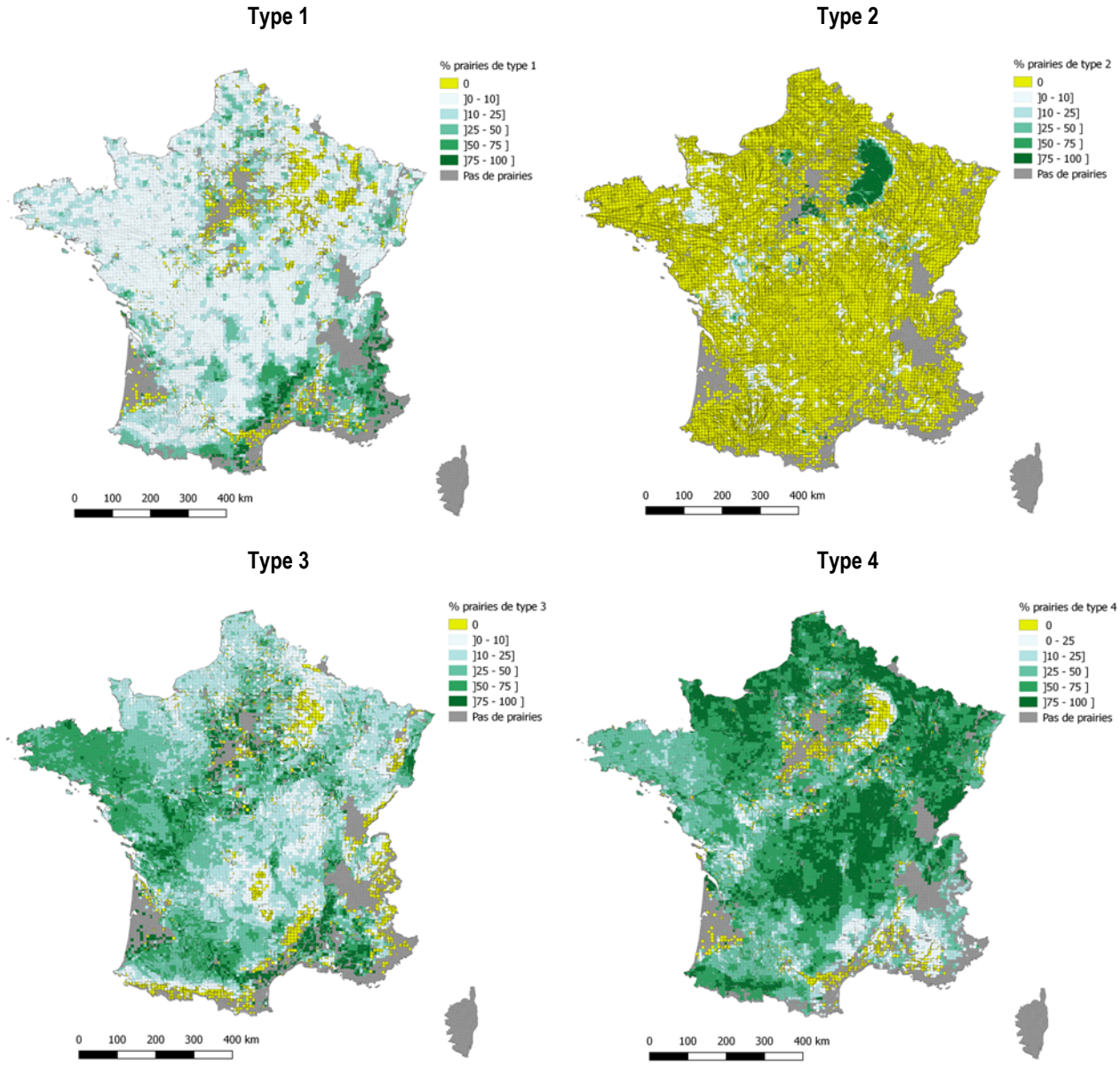
Le pourcentage de chaque type de prairies par UPC ainsi que la durée d'implantation des prairies semées ont été estimés en croisant l'information disponible de 2004 à 2010 sur l'utilisation des parcelles agricoles dans le registre parcellaire graphique (RPG) et l'information issue du recensement agricole (RA) en 2010. Le RA fournit, à l'échelle du canton, les surfaces en prairies permanentes non productives et productives, les surfaces en légumineuses pures et celles correspondant aux autres prairies semées. Le RPG est un système d'information géographique au 1/5000 qui permet l'identification des parcelles agricoles et de leur utilisation d'après les déclarations PAC des agriculteurs. Dans le RPG, une classification plus ou moins fine de l'utilisation des terres est disponible, composée soit de 28, soit de 128 classes. C'est la classification de 28 classes qui a été utilisée dans cette étude. Elle inclut les prairies permanentes semées (à l'exclusion des alpages et des parcours), les fourrages et les grandes cultures. Pour limiter le nombre de simulations, seulement un à deux types de prairies majoritaires ont été simulés dans chacune des UPC. Un unique type de prairies a été retenu si sa surface excédait 50% de la surface de l'UPC. Le cas échéant, deux types de prairies majoritaires ont été retenus (sous condition que leur surface respective excède au moins 10% de la surface de l'UPC).

Dans l'étude, la durée d'implantation des prairies semées est ainsi comprise entre 2 et 5 années tandis que celle des prairies permanentes a été fixée arbitrairement à 5 années. Plus précisément, les durées d'implantation des prairies temporaires sont de 2 ans (13%), 3 ans (51%), 4 ans (29%) et 5 ans (7%). Notons que les prairies artificielles sont surtout présentes dans les régions Champagne-Ardenne, Bourgogne, Centre et Poitou-Charentes (Figure 13).

Tableau 13. Typologie des prairies utilisées dans l'étude

Type de prairies	**Autonomie de la production**
Type 1 : Prairies permanentes de graminées gérées extensivement (non fertilisées)	100%
Type 2 : Prairies temporaires de légumineuses (Prairies artificielles)	90%
Type 3 : Prairies temporaires de graminées pures Et mélanges de graminées-légumineuses (30%)	70%
Type 4 : Prairies permanentes de graminées gérées intensivement	30%

Figure 13. Répartition des quatre types de prairie à l'échelle du pays



3.2.1.3 Mode d'exploitation de l'herbe et niveau de fertilisation azotée des prairies

La définition des pratiques dites "actuelles" a été dérivée du système ISOP (Ruget *et al.*, 2006). Dans la version actuelle de ce système, la France est découpée en 228 "régions fourragères" (Figure 14), composées chacune de communes d'un même département et correspondant à des zones homogènes du point de vue du niveau de production des prairies et des pratiques des agriculteurs (Hentgen, 1982). Les parcours, les alpages et les zones à très faible surface de prairies (essentiellement dans le Bassin parisien) sont exclus d'ISOP et le sont également dans cette étude.

Dans le cadre d'ISOP, la diversité des pratiques a été représentée sous la forme de 30 modes d'exploitation différents, à partir du recensement détaillé des séquences d'utilisation de l'herbe recueillies dans le cadre de l'enquête "Prairies" menée par le service central des enquêtes et études statistiques en 1998 (SCEES, 2000), et appuyé sur l'expertise des chercheurs de l'INRA travaillant sur la prairie. Chacun de ces modes d'exploitation est décrit par un intervalle entre utilisations de l'herbe qui conduit à un nombre potentiel d'exploitations de l'herbe dans l'année. Chaque exploitation est définie par sa nature (fauche ou pâturage) et par une somme de degrés

jours (au-dessus d'une température de base) la séparant de la précédente exploitation ou du 1er février dans le cas de la 1ère exploitation de l'année), selon les idées proposées par Duru *et al.* (1993) et Theau *et al.* (1998). À chaque mode d'exploitation sont également associés des apports d'azote minéral sous forme d'ammonitrate, en début d'hiver (1er février), le lendemain d'une ou de plusieurs des exploitations (toutes combinaisons possibles).

Dans ISOP, la fréquence des types de prairies, au sens de la classification utilisée par le SSP au ministère de l'Agriculture, et leurs modes d'exploitation ont été définis pour chaque région fourragère. Nous avons réutilisé cette définition des modes d'exploitation et les pourcentages associés à chaque type de prairies dans le cadre de l'étude (Cf. 3.2.1.2). Dans l'étude, les prairies artificielles de légumineuses (type 2) sont essentiellement présentes dans les régions Champagne-Ardenne, Bourgogne, Centre et Poitou-Charentes et sont uniquement associées aux 5 mêmes modes d'exploitation quelle que soit la région (Tableau 14, modes n°8, 12, 19, 21, 24, appliqués à hauteur de, respectivement 4%, 9%, 70%, 10% et 7% au type 2). Les prairies permanentes non productives (type 1), non présentes dans ISOP, se sont vues attribuer un unique mode d'exploitation (Tableau 14, mode n°15). Pour définir les modes d'exploitation (et leurs pourcentages) associés aux types 3 et 4 simulés dans une UPC donnée, nous avons réutilisé l'information du projet ISOP. Cette information était disponible à l'échelle de régions fourragères et pour une autre nomenclature des prairies que celle utilisée. Pour passer d'une nomenclature à l'autre, nous avons utilisé les correspondances suivantes : type 3 de graminées pures = type 47 dans ISOP sans légumineuses, type 3 en mélange = type 47 dans ISOP avec légumineuses, type 4 = type 48 dans ISOP sans légumineuses. Pour ce qui est de l'information relative aux modes d'exploitation appliqués à chaque type de prairies, chaque UPC présente dans une région fourragère donnée a donc hérité des mêmes informations que celles présentes à l'échelle de cette région. Le croisement des informations pour les 2 nomenclatures de prairies a parfois généré des manquants. En l'absence d'information sur les modes d'exploitation pour un type de prairies 3 ou 4 donné dans une région fourragère donnée, nous avons utilisé l'information disponible dans la région fourragère la plus proche. .

Figure 14. Carte initiale des régions fourragères telles qu'elles sont définies dans ISOP



Tableau 14. Modes d'exploitation utilisés pour la représentation des pratiques

14a. paramétrage pour l'utilisation des graminées (F : Fauche, E : Ensilage, P : Pâturage) ; en bleu : les modes uniquement fauchés, en vert : les modes uniquement pâturés, en orange : les modes mixtes

Numéro	Mode*	Nombre maximal d'expl./an	Azote fin hiver	Exploitation 1		Exploitation 2		Exploitation 3		Exploitation 4		Exploitation 5		Exploitation 6		Exploitation 7		Exploitation 8		Exploitation 9		Exploitation 10		
			(kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	Azote (kg/ha/an)
1	F	1	0	1300	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
2	F	1	50	1300	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
3	F	1	50	1300	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
4	FPp	3	0	1300	0	650	0	650	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
5	FPp	3	0	1300	50	650	0	650	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
6	FPp	3	50	1300	0	650	0	650	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
7	FPp	3	50	1300	50	650	0	650	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
8	EFPp	4	0	900	0	1000	0	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
9	EFPp	4	50	900	0	1000	0	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
10	EFPp	4	50	900	50	1000	0	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
11	EFPp	4	50	900	50	1000	25	500	0	500	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	150
12	FPpPp	5	0	1300	0	500	0	500	0	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
13	FPpPp	5	50	1300	0	500	0	500	0	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
14	FPpPp	5	50	1300	50	500	0	500	0	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
15	PpPp	4	0	350	0	350	0	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
16	PpPp	4	0	350	0	350	50	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
17	PpPp	4	50	350	0	350	0	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
18	PpPp	4	50	350	0	350	50	500	0	500	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
19	EEEE	4	0	900	0	800	0	800	0	800	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
20	EEEE	4	50	900	50	800	0	800	0	800	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
21	PpPpPp	6	0	350	0	350	0	400	0	400	0	400	0	400	0	-	-	-	-	-	-	-	0
22	PpPpPp	6	50	350	0	350	0	400	0	400	0	400	0	400	0	-	-	-	-	-	-	-	50
23	PpPpPp	6	50	350	0	350	50	400	0	400	0	400	0	400	0	-	-	-	-	-	-	-	100
24	PpPpPpPp	8	0	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	-	-	-	0
25	PpPpPpPp	8	50	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	-	-	-	50
26	PpPpPpPp	8	50	350	0	350	50	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	350	0	-	-	-	100
27	PpPpPpPpPp	10	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0
28	PpPpPpPpPp	10	50	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	50
29	PpPpPpPpPp	10	50	315	0	315	50	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	0	315	100
30	PpPpPpPpPp	10	50	315	0	315	54	315	0	315	24	315	0	315	24	315	0	315	24	315	0	315	24	200

14b. paramétrage pour l'utilisation des légumineuses

Numéro	Mode*	Nombre maximal d'expl./an	Azote fin hiver	Exploitation 1		Exploitation 2		Exploitation 3		Exploitation 4		Exploitation 5		Exploitation 6		Exploitation 7		Exploitation 8		Exploitation 9		Exploitation 10		
			(kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	∑T°C	Azote (kg/ha)	Azote (kg/ha/an)
1	F	1	0	975	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
2	F	1	50	975	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
3	F	1	50	975	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
4	FPp	3	0	975	0	487.5	0	487.5	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
5	FPp	3	0	975	50	487.5	0	487.5	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
6	FPp	3	50	975	0	487.5	0	487.5	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
7	FPp	3	50	975	50	487.5	0	487.5	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
8	EFPp	4	0	675	0	750	0	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
9	EFPp	4	50	675	0	750	0	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
10	EFPp	4	50	675	50	750	0	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
11	EFPp	4	50	675	50	750	25	375	0	375	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	150
12	FPpPp	5	0	975	0	375	0	375	0	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
13	FPpPp	5	50	975	0	375	0	375	0	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
14	FPpPp	5	50	975	50	375	0	375	0	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
15	PpPp	4	0	262.5	0	262.5	0	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
16	PpPp	4	0	262.5	0	262.5	50	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
17	PpPp	4	50	262.5	0	262.5	0	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
18	PpPp	4	50	262.5	0	262.5	50	375	0	375	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
19	EEEE	4	0	675	0	600	0	600	0	600	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
20	EEEE	4	50	675	50	600	0	600	0	600	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
21	PpPpPp	6	0	262.5	0	262.5	0	300	0	300	0	300	0	300	0	-	-	-	-	-	-	-	0
22	PpPpPp	6	50	262.5	0	262.5	0	300	0	300	0	300	0	300	0	-	-	-	-	-	-	-	50
23	PpPpPp	6	50	262.5	0	262.5	50	300	0	300	0	300	0	300	0	-	-	-	-	-	-	-	100
24	PpPpPpPp	8	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	-	-	-	0
25	PpPpPpPp	8	50	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	-	-	-	50
26	PpPpPpPp	8	50	262.5	0	262.5	50	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	-	-	-	100
27	PpPpPpPpPp	10	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0
28	PpPpPpPpPp	10	50	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	50
29	PpPpPpPpPp	10	50	236.25	0	236.25	50	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	0	236.25	100
30	PpPpPpPpPp	10	50	236.25	0	236.25	54	236.25	0	236.25	24	236.25	0	236.25	24	236.25	0	236.25	24	236.25	0	236.25	24	200

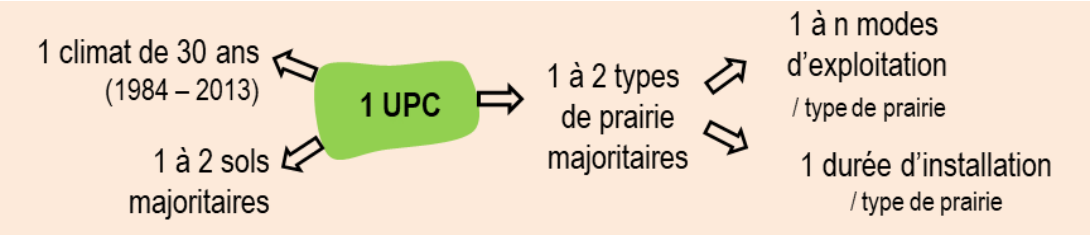
3.2.1.4 Initialisation du modèle

Au début des simulations, le sol a été initialisé à la capacité au champ et à un contenu en azote minéral relativement faible pour la croissance de l'herbe (10 kg N-NO_3/ha). La végétation des prairies permanentes a été initialisée à une biomasse de 2,5 t MS/ha, un indice foliaire de 0,5 et à une teneur en azote de 2% soit une teneur en protéines de 12,5%. Celle des prairies semées n'a pas besoin d'être initialisée dans la mesure où la simulation débute avec un sol nu et où le modèle simule le semis et la levée qui suit. Le sol et la végétation ont été réinitialisés à chaque nouvelle séquence de prairie, permanente ou semée.

3.2.2 Nombre de simulations à réaliser

Le croisement de l'ensemble des informations liées aux climats, aux sols, aux types de prairies et aux pratiques a abouti à construire un plan de 1 262 575 simulations (Figure 15), composées chacune d'une UPC, d'un type de prairies, d'un mode d'exploitation et d'une séquence de n années d'installation de la prairie (avec 2 ≤ n ≤ 5 ans). Rapporté à la période de 30 années (1984-2013) qui englobe plusieurs séquences successives de prairies, ce chiffre descend à 173 260 simulations.

Figure 15. Représentation schématique des simulations réalisées pour chacune des UPC ; 1 simulation correspond à 1 UPC, 1 sol, 1 type de prairies, 1 mode d'exploitation et une séquence de n années d'installation de la prairie



3.2.3 Elaboration des sorties des simulations

3.2.3.1 Choix des variables de sortie et réalisation des simulations

Sur la base des informations précédentes, un plan de simulation a été généré par l'UMR PEGASE de l'INRA et fourni à la plateforme de modélisation de l'INRA (plateforme RECORD) qui utilise le cluster GenoToul bioinfo de l'INRA de Toulouse pour la réalisation des simulations.

Un ensemble de données a été extrait des sorties du modèle pour informer sur :

- les conditions de pousse de l'herbe (disponibilité des ressources en eau et en azote) et sur les pratiques simulées par le modèle (nombre moyen d'exploitations par an, azote apporté par la fertilisation et/ou les restitutions animales, équilibre entre fauche et pâture).
- La production : herbe récoltée (i.e. ingérée par les animaux en cas d'exploitation par pâturage), teneur en azote de l'herbe et exportation d'azote par l'herbe (récolte x teneur en N),
- Les flux à risque pour l'environnement : lixiviation du nitrate, émissions d'azote (N_2O, NH_3).

Les résultats des simulations ont été en partie prétraités par la plateforme RECORD qui a créé un outil spécifique générant au fur et à mesure des simulations la production de résultats annuels, mensuels et à la récolte, pour l'ensemble des sorties demandées. Pour des questions d'espace de stockage et de temps de calcul, aucune sortie journalière n'est pour le moment disponible.

De nombreux tests et plusieurs lancements ont été nécessaires à l'obtention de résultats finaux. En effet, le nombre de simulations a nécessité d'utiliser la plateforme RECORD au maximum de ses possibilités.

3.2.3.2 Développement d'une méthode d'agrégation et d'analyse des résultats

Au sein d'une même unité pédoclimatique (UPC), nous simulons 1 à 2 types de prairies déclinés chacun pour différents modes d'exploitation, implantés chacun sur 1 à 2 sols, et simulés pendant 30 années climatiques (1984-2013). L'agrégation des simulations à l'échelle de l'UPC s'effectue à l'aide de moyennes pondérées utilisant les pourcentages des modalités de chacun des facteurs : type de prairies, mode d'exploitation, sol et climat. La définition de l'ordre des étapes d'agrégation suit une certaine logique spatiale : du plus petit support d'informations au plus grand support. L'ordre retenu a ainsi été :

1. Agrégation des résultats issus de la simulation de la graminée et de la légumineuse dans le cas de la simulation de prairies de mélange,
2. Agrégation des sols (UTS),
3. Agrégation des modes d'exploitation,
4. Agrégation des types de prairie,
5. Agrégation des années simulées.

La définition de l'ordre des étapes d'agrégation est surtout liée à l'intérêt que l'on porte à la variabilité propre à chaque étape d'agrégation. En effet, l'ordre des étapes d'agrégation impacte les résultats finaux agrégés à l'UPC. Par exemple, agréger les 30 années de simulation au début ou à la fin des étapes d'agrégation aboutit à des résultats légèrement différents. Ceci s'explique par le fait que chaque moyenne réalisée masque une partie de la variabilité (i.e. agréger les années entre elles masque la variabilité annuelle).

L'agrégation des sorties doit enfin tenir compte de subtilités liées à :

- la suppression des années d'installation de la prairie de l'analyse des résultats,

- la simulation d'années sans récolte, et la nécessité de gérer différemment le calcul des moyennes suivant les variables et leur nature : par exemple, le rendement des années sans récolte étant nul, il affecte la valeur moyenne calculée ; en revanche, la teneur en azote de la plante des années sans récolte est considérée sans valeur (NA) et n'affecte pas la valeur moyenne calculée.

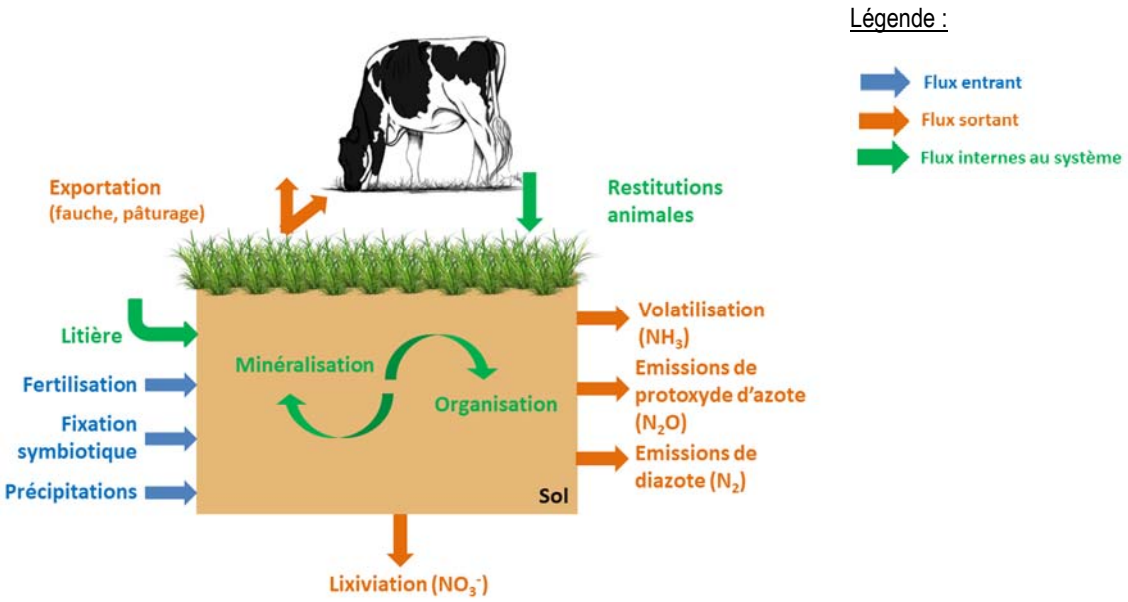
Une méthodologie de traitement et d'analyse des résultats agrégés a été réalisée par l'UMR PEGASE. Des cartes sont disponibles fournissant une image moyenne des résultats à l'échelle de la France. Une visualisation de la variabilité de ces résultats pour les différentes UPC au sein d'une région est disponible sous la forme de boites à moustaches. Des analyses plus fines mettant en relation des variables ont également été menées en complément. Un bilan chiffré des flux d'azote à l'échelle de l'UPC, du département et la région est également disponible.

Les entrées d'azote au sein d'une parcelle en herbe sont la fertilisation azotée minérale (ou organique) appliquée, la fixation symbiotique par les légumineuses, les apports par l'eau de pluie (Figure 16). La litière végétale et les restitutions animales correspondent à de l'azote qui revient au sol mais cet azote est recyclé au niveau du système et ne correspond pas à une entrée nette. La minéralisation de l'azote organique du sol est un flux important, interne au système sol-plante.

Les sorties d'azote correspondent à l'azote exporté pour l'alimentation du bétail, soit directement par le pâturage qui conduit alors à une restitution directe d'azote, soit par fauche mais, dans ce cas, les restitutions sont différées dans le temps et peuvent, en outre, retourner sur d'autres parcelles (notamment celles implantées en maïs). Les sorties d'azote incluent également les émissions vers l'eau (lixiviation du nitrate) et l'air (émissions de N_2, N_2O, NH_3).

La figure 16 résume l'ensemble des flux d'azote modélisés par STICS, en entrée, en sortie et interne au système « sol-plante ».

Figure 16. Représentation schématique des flux d'azote au sein d'une parcelle pâturée et fauchée



L'ensemble de ces flux est affecté par les conditions pédoclimatiques, le type de prairies et les modes d'exploitation.

3.3 Simulation des prairies françaises dans le cas de pratiques actuelles

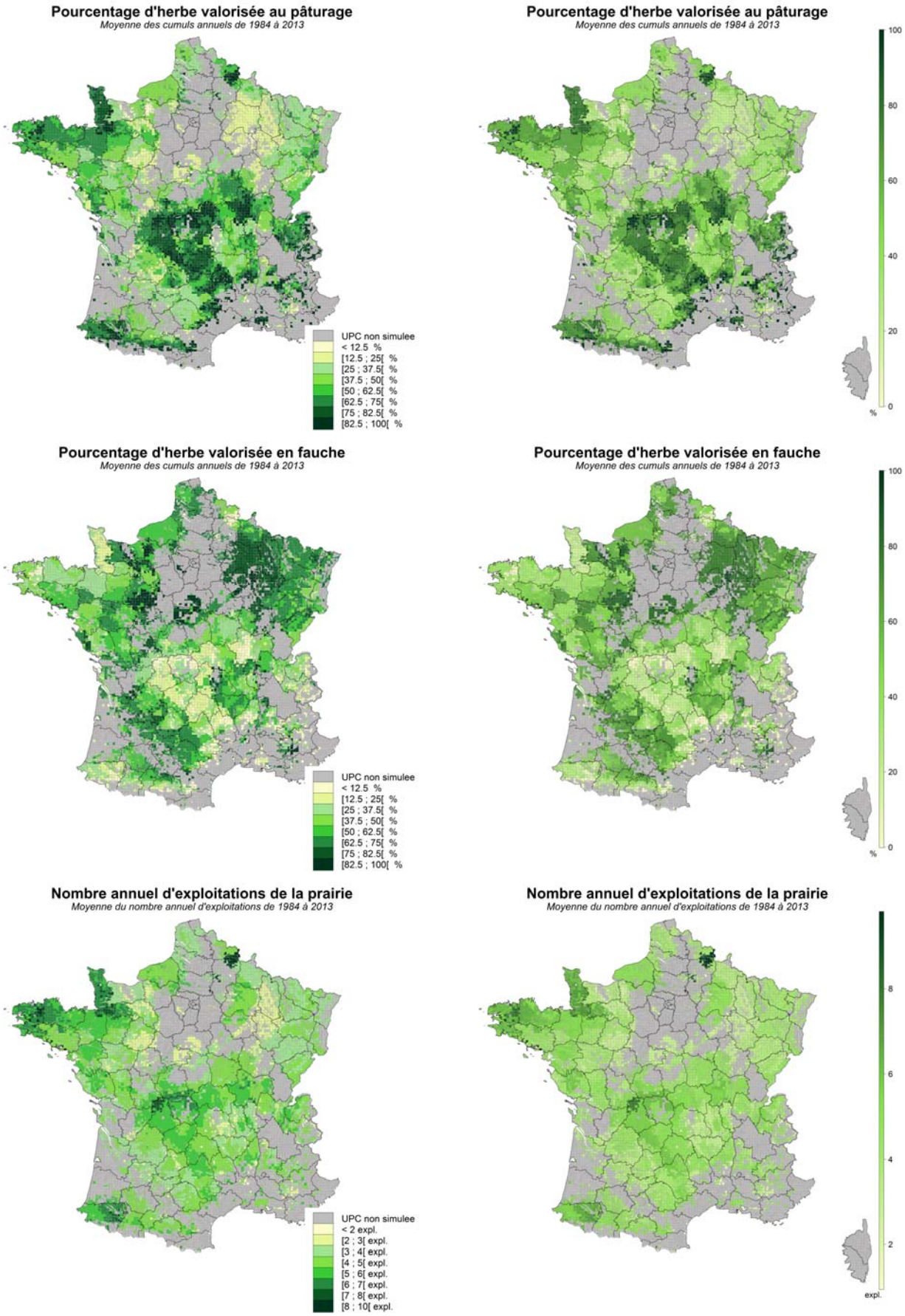
3.3.1 Résultats pour la France entière

Les résultats des simulations permettent de visualiser la réalisation des pratiques renseignées en entrée du modèle en réponse au contexte pédoclimatique. En regardant les cartes de résultats, il faut garder en tête que la couleur de chaque unité pédoclimatique correspond à des résultats agrégés. La variabilité liée aux résultats des différents types de prairie, modes d'exploitation, sols et années pour chacune de ces UPC n'est pas ici présentée. Des cartes sont proposées avec, d'une part une échelle de couleurs par tranches de valeurs (figures de gauche), et d'autre part une échelle continue de couleurs (figures de droite). L'échelle discontinue conduit à des effets de seuils dans la représentation. De son côté, l'échelle continue présente l'intérêt d'offrir une vision plus précise de la variabilité spatiale des valeurs agrégées à l'échelle de l'UPC, sauf dans le cas de l'existence de quelques valeurs très élevées (vertes très foncées) qui masquent alors la lisibilité de la variabilité de la majorité des valeurs (qui s'échelonnent entre le vert très clair et le vert clair). Les deux visualisations, souvent très proches, sont donc complémentaires l'une de l'autre.

3.3.1.1 Modes d'exploitation de la prairie

La prairie est majoritairement valorisée par le pâturage (Figure 17) dans certaines régions, notamment dans l'Ouest, le grand Massif Central, les Pyrénées et les Alpes. Une part plus importante de l'herbe est récoltée par fauche dans le Grand Est, le Nord des Pays-de-Loire et la Haute-Normandie, le Centre, le pourtour Sud-Ouest du Massif Central. Le Sud Bretagne (notamment le Morbihan) se caractérise par une exploitation plus équilibrée entre les 2 modes d'exploitation. Le nombre de cycles d'exploitation est très élevé (6 cycles/an et plus) dans la Manche, l'Ouest de la Bretagne, une partie des Ardennes, les Pyrénées-Atlantiques et la bordure Nord du Massif central. Ce nombre d'exploitations est beaucoup plus faible à l'Est des Pays-de-Loire.

Figure 17. Modes d'utilisation de la prairie



3.3.1.2 Apport d'azote au sol

Dans les modes d'exploitation utilisés pour la représentation des pratiques tels qu'ils ont été définis (Tableau 14), la fertilisation minérale est rarement supérieure à 100 kg N/ha/an. Elle est la plus élevée dans les régions du Nord et du Nord-Ouest, les valeurs les plus élevées (100 kg N/ha ou plus) étant observées dans le Nord-Pas-de-Calais, la Picardie, la Haute-Normandie et le Finistère. Les niveaux de fertilisation sont aussi élevés dans la zone herbagère de Basse-Normandie (Manche, une partie de l'Orne). Les niveaux de fertilisation sont beaucoup plus faibles en zone de montagne.

La somme de l'azote minéral et des restitutions par les animaux représente plus de 200 kg N/ha/an dans les zones du Nord-Ouest de la France et même plus de 250 kg N/ha/an dans la Manche, le Nord de l'Ille-et-Vilaine et une partie du Finistère. Des valeurs de plus de 200 kg N/ha/an sont aussi relevées dans les Pyrénées-Atlantiques. Des valeurs plus faibles (moins de 100 kg N/ha/an) sont reportées en Pays-de-Loire et dans le Grand Est.

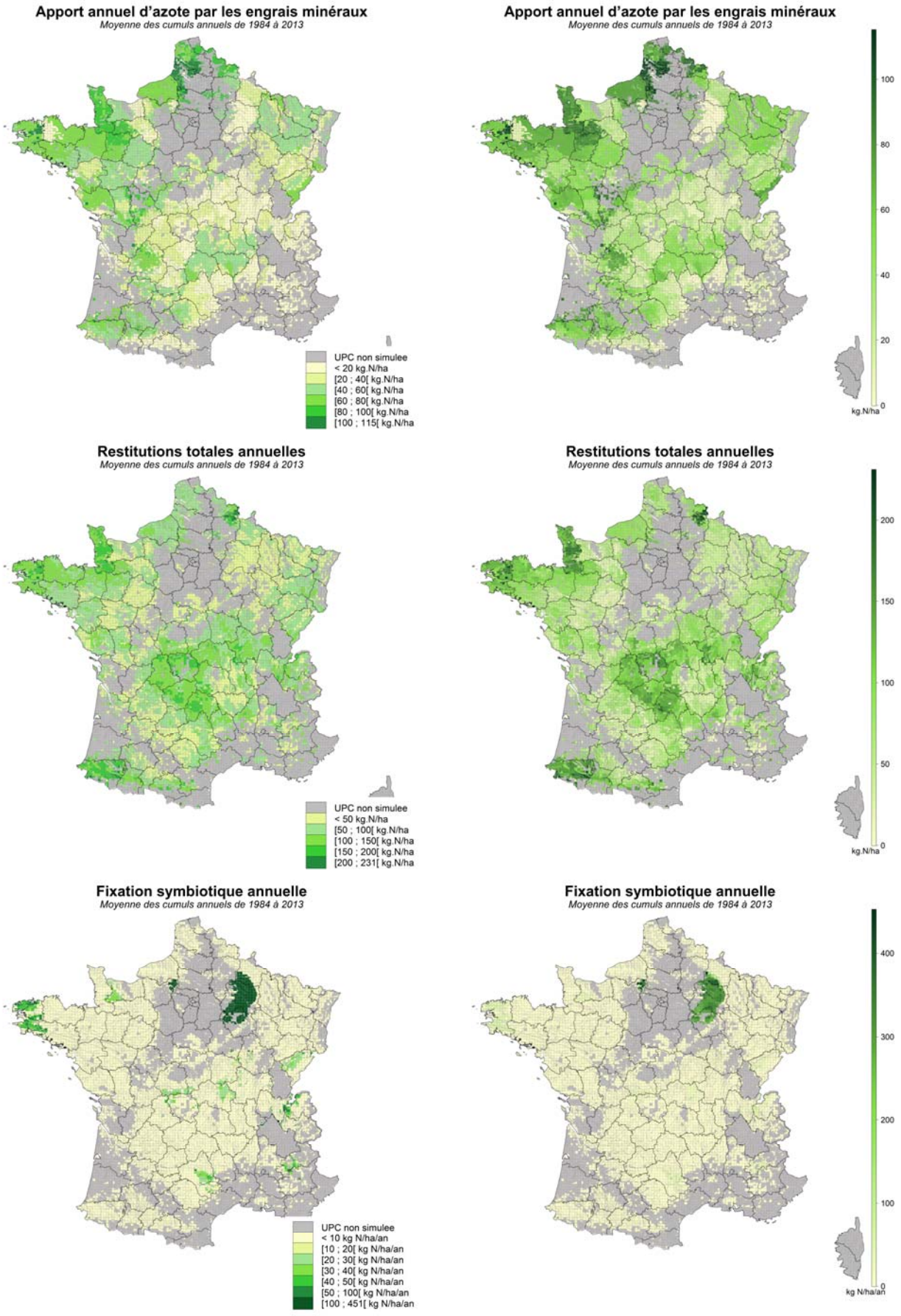
La fixation symbiotique est liée à la présence des légumineuses et elle se réparti donc spatialement de la même façon. Elle est notamment très élevée dans la zone traditionnelle de production de luzerne où elle représente plus de 300 kg N/ha/an.

L'azote apporté par l'eau de pluie (cumul des pluies avec une teneur en azote moyenne de la pluie) représente en moyenne 18 kg N/ha/an, les valeurs les plus élevées étant dans les départements de l'Est (Savoie, Doubs, Isère) avec des valeurs comprises entre 25 et 30 kg N/ha/an.

La minéralisation représente des flux importants, souvent supérieurs à 150 kg N/ha/an. Elle est notamment élevée (plus de 250 kg N/ha/an) dans le Sud Bretagne, les Vosges, les Pyrénées et au centre du Massif Central et atteint même des pics de 400 kg N/ha/an dans le Sud du Morbihan, des Landes et des Pyrénées. Elle est plus faible en Pays-de-Loire.

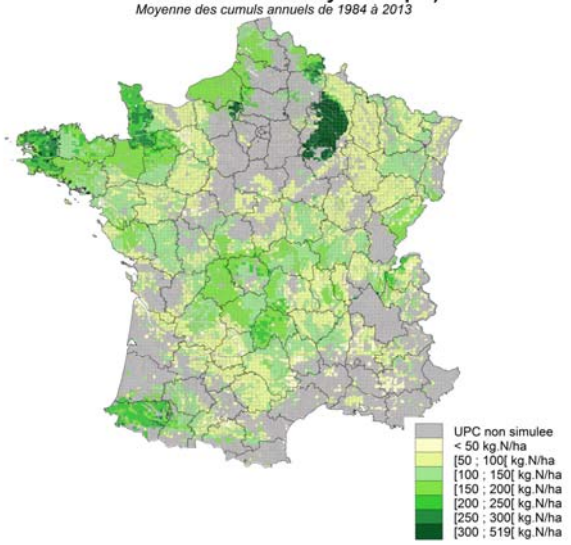
L'entrée d'azote *via* la sénescence de la matière sèche aérienne est de l'ordre de 20 kg N/ha/an. Les valeurs simulées sont certainement sous-estimées dans la mesure où, dans la version actuelle du modèle, le retour au sol lié à la sénescence de la matière sèche résiduelle et au système est sous-estimé ou non pris en compte.

Figure 18 : Apports d'azote sur les surfaces en prairies et minéralisation de l'azote du sol



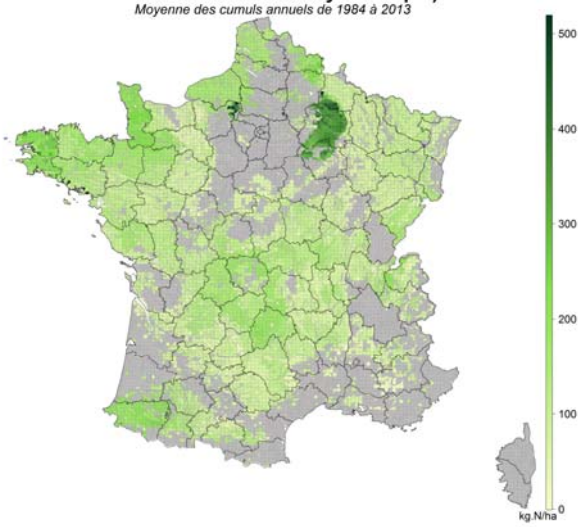
Apport annuel total d'azote (fertilisation + restitutions + fixation symbiotique)

Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



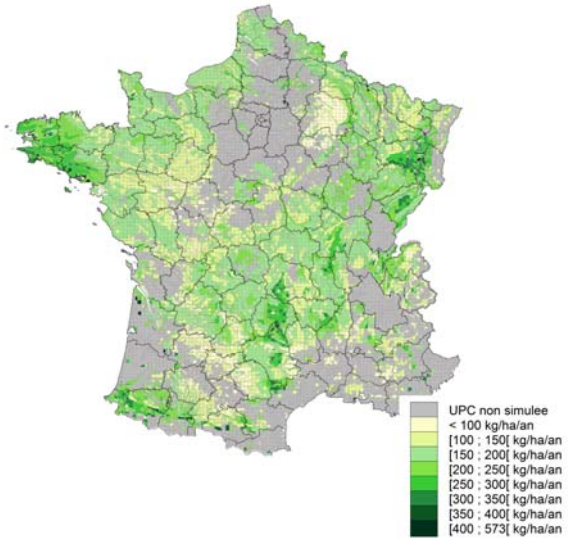
Apport annuel total d'azote (fertilisation + restitutions + fixation symbiotique)

Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



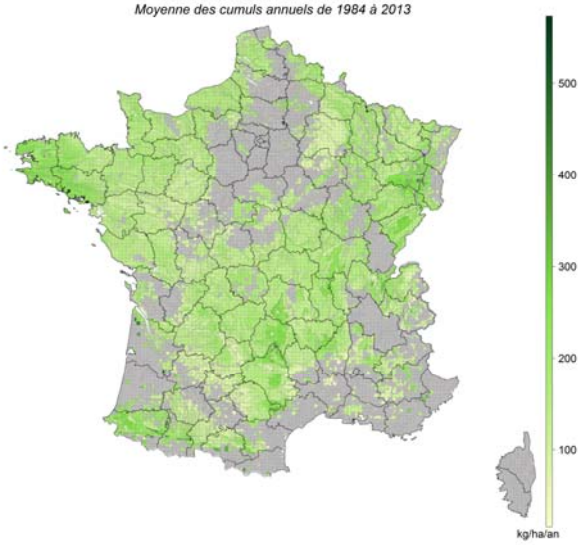
Minéralisation annuelle

Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



Minéralisation annuelle

Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



3.3.1.3 Production de la prairie

Les sorties d'azote correspondent à l'azote exporté par l'herbe pour l'alimentation du bétail (herbe fauchée et pâturée), aux émissions vers l'eau (lixiviation du nitrate) et l'air (en particulier les émissions de N_2O et NH_3. Nous rapportons essentiellement l'azote exporté pour l'alimentation et l'azote potentiellement lixiviable dans ce rapport.

Les rendements moyens annuels de la prairie sont présentés à la figure 19 a et b. Le modèle reproduit de façon satisfaisante l'ordre de grandeur de la croissance dans les différentes régions pour lesquelles nous disposons de mesures sur le terrain. Les ordres de grandeur des productions annuelles sont globalement cohérents avec les données moyennes issues des réseaux de suivi de croissance. C'est notamment le cas pour la région Bretagne où la production simulée est en moyenne de 9,7 ± 2,2 t MS/ha/an pour des valeurs mesurées variant en moyenne de 8,3 à 10,6 t MS/ha/an. C'est aussi le cas pour les Pays–de-Loire où la production est en moyenne de 7,6 ± 2,3 t MS/ha/an (pour des valeurs mesurées variant de 6,9 à 9,1 t MS/ha/an), les valeurs simulées et les valeurs mesurées les plus faibles étant dans le Sud de la région. En Franche-Comté, la production simulée est de 10,3 ± 1,0 t MS/ha/an pour des valeurs mesurées comprises entre 7,2 et 9,9 t MS/ha/an. Les données simulées semblent, par contre, un peu élevées en région Auvergne (9,0 ± 2,7 t MS/ha/an vs 6,5 à 7,2 t MS/ha/an pour les valeurs mesurées).

Les rendements les plus élevés (supérieurs à 10 t MS/ha/an) sont observés en Bretagne (principalement Finistère et Nord de l'Ille–et-Vilaine), en Basse Normandie (Manche, Orne), en Haute-Normandie, dans le Limousin, les Pyrénées et une partie du Grand Est (notamment les Ardennes et les luzernières de la Marne). Des rendements plus faibles (de 7 à 10 t MS/ha/an) sont observés en Bretagne Centrale (sud Côtes-d'Armor, Nord Morbihan, Sud et Est Ille-et-Vilaine), les Pays-de-Loire (à l'exclusion de la façade Atlantique), et le pourtour du Massif central. Des rendements très faibles (moins de 5 t MS/ha/an) sont rapportés au Sud des Pays-de-Loire et dans la partie Est et Sud-Est du Massif Central qui est moins arrosée que sa partie Ouest.

La médiane des exportations est supérieure à 170 kg N/ha de prairie/an dans pratiquement toutes les régions (Figure 19a et b). De nombreuses prairies exportent donc nettement plus que 170 kg N/ha/an. Des quantités d'azote exportées bien supérieures à 220 kg N/ha/an (et même 250 kg N/ha/an) peuvent être observées. C'est notamment le cas en Bretagne (sauf au Sud de l'Ille–et-Vilaine), en Basse-Normandie et en Haute-Normandie, dans la partie Ouest du Massif Central, les Pyrénées et une grande partie des Vosges ainsi que du Nord des Alpes. D'autres prairies exportent moins de 170 kg N/ha/an, notamment en Pays-de-Loire, dans le Centre, sur le pourtour du Massif central et sur sa façade Sud-Est et une partie des prairies permanentes du Grand Est.

Figure 19a. Rendements moyens annuels, teneur en protéines de l'herbe et exportation d'azote par l'herbe

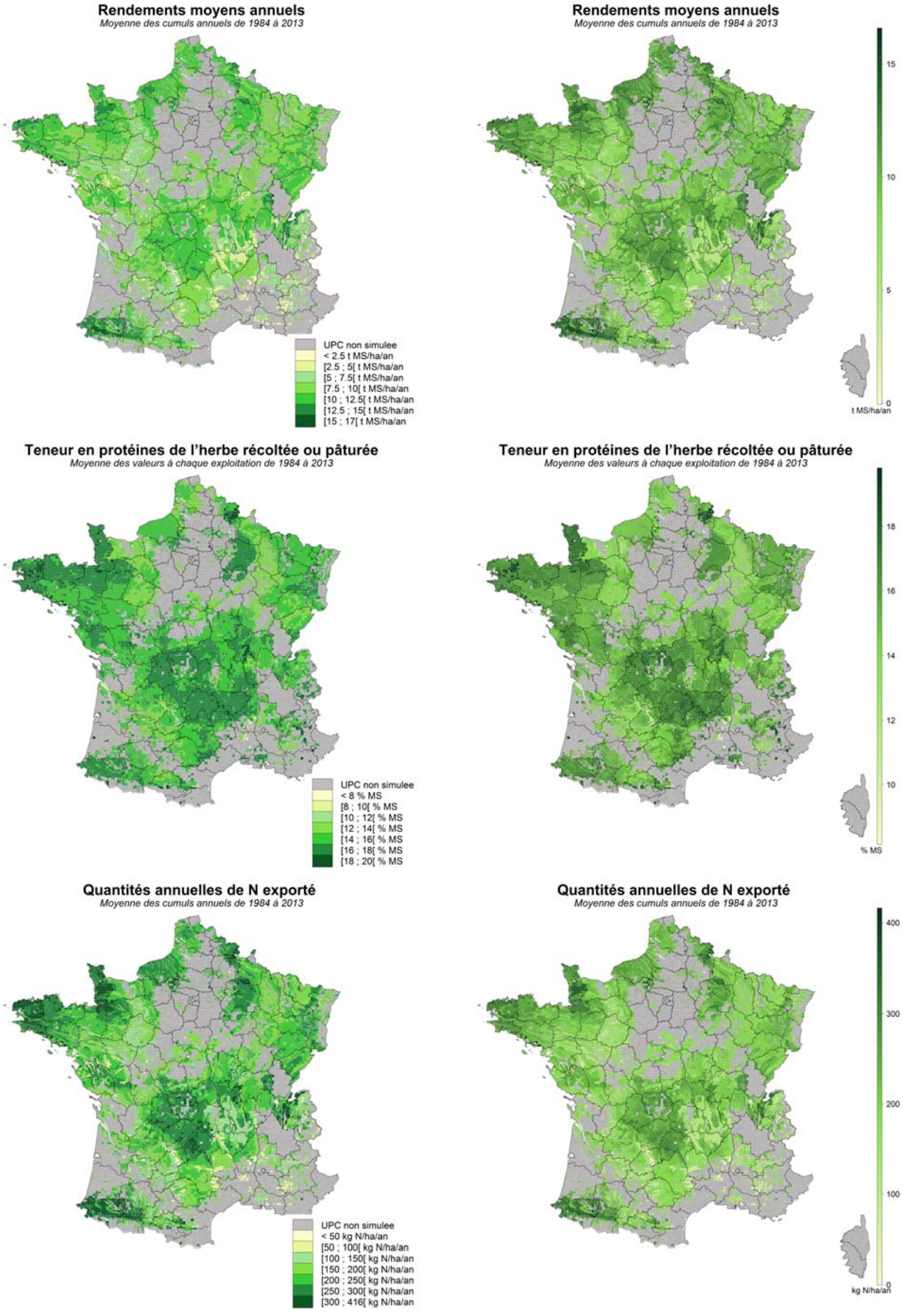
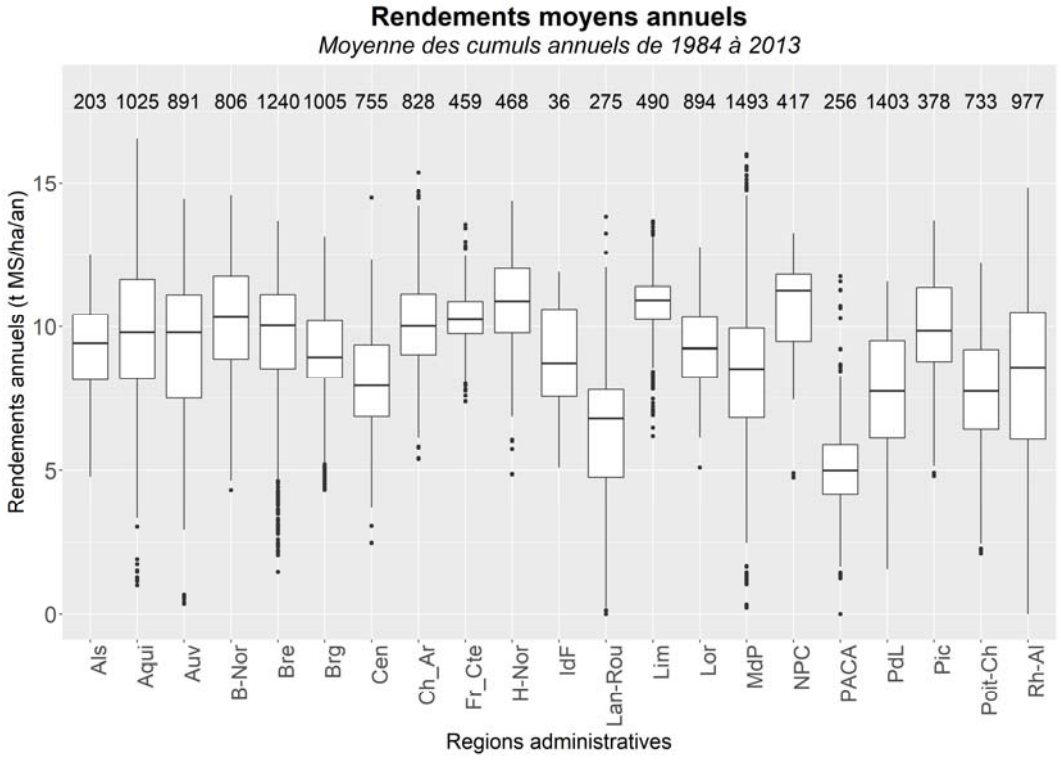
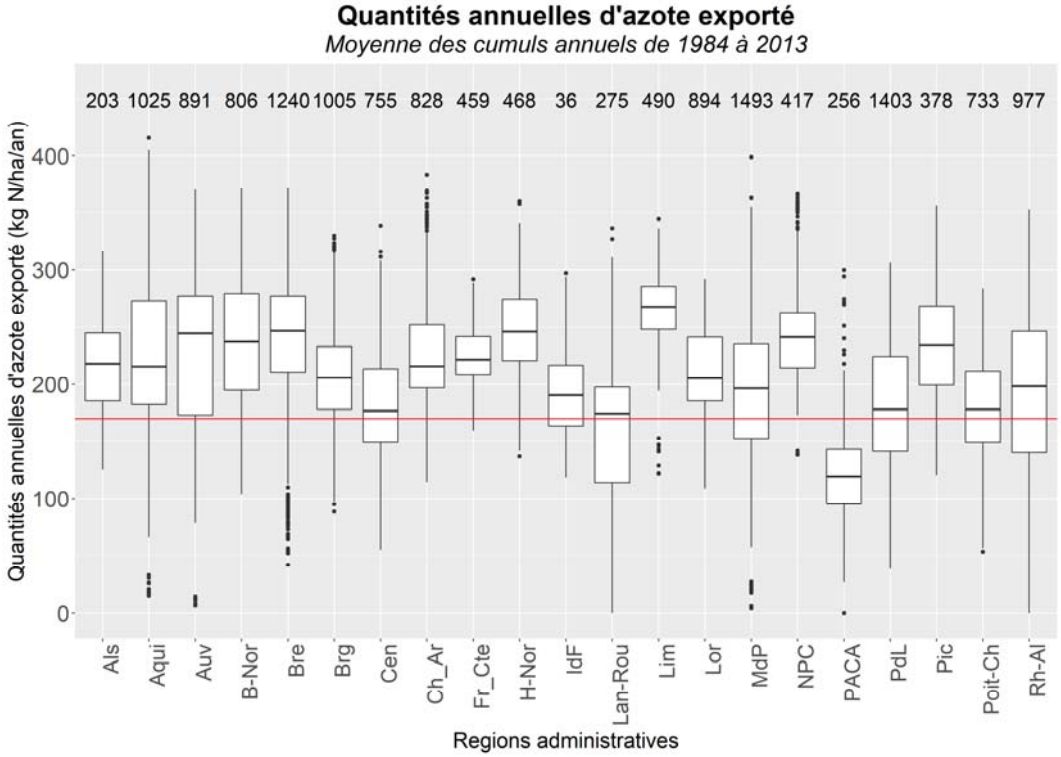


Figure 19b. a) Rendements moyens annuels de la prairie en t MS/ha/an et b) exportation d'azote en kg N/ha de prairie/an dans les différentes régions françaises. La ligne rouge correspond à une exportation de 170 kg N/ha/an. La variabilité présentée correspond à la variabilité inter-UPC. Le chiffre indiqué correspond au nombre d'UPC par région.

a)



b)



3.3.1.4 Risque de lixiviation du nitrate sous prairie

Les quantités d'azote lixivié (60 kg N/ha/an en moyenne) sont le plus souvent inférieures à 50-75 kg N/ha/an mais des « hots spots » de lixiviation sont observés dans certaines zones caractérisées par des niveaux élevés de production d'herbe comme dans le Finistère, certaines zones des Vosges, les Pyrénées (Figure 20). Il faut noter que les quantités d'azote lixivié sous prairie ne sont pas très élevées sur la côte Nord de la Bretagne (Côtes-d'Armor et Ille-et-Vilaine) comparativement au Sud de la région. Les zones à forte lixiviation sont aussi caractérisées par des drainages annuels très élevés (plus de 500 mm/an). Au niveau des moyennes régionales, la Bretagne se distingue par un niveau de lixiviation plus élevé que la moyenne des autres régions (Figure 20b).

Figure 20a. Lixiviation du nitrate et volume du drainage annuel

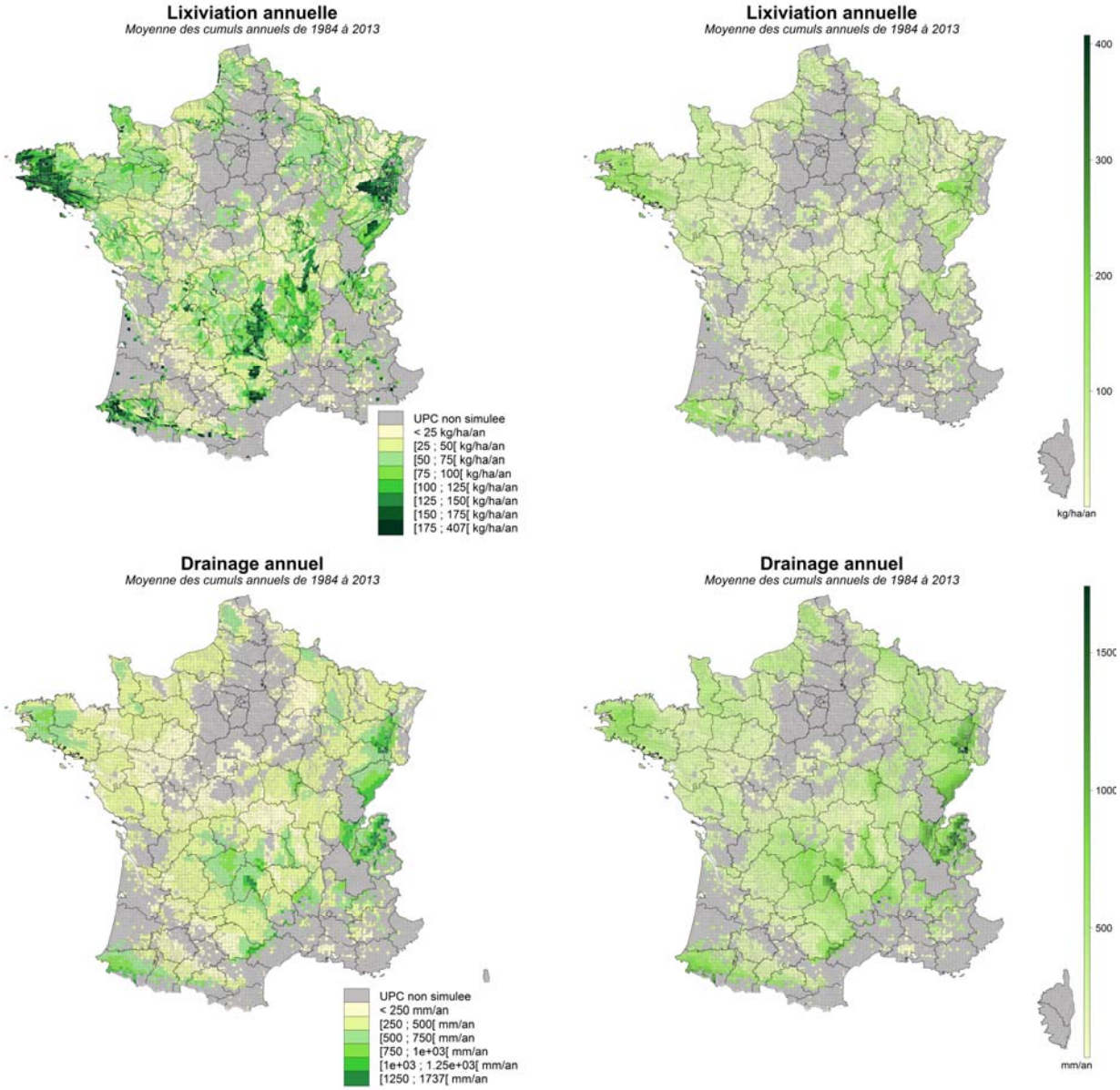
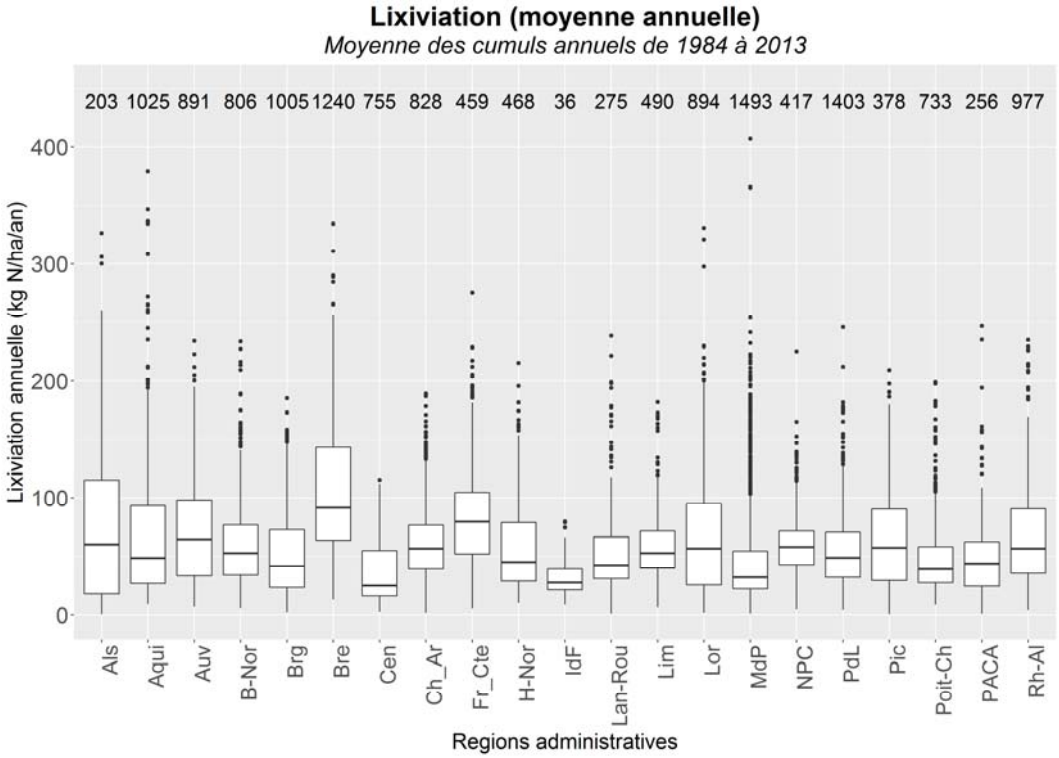


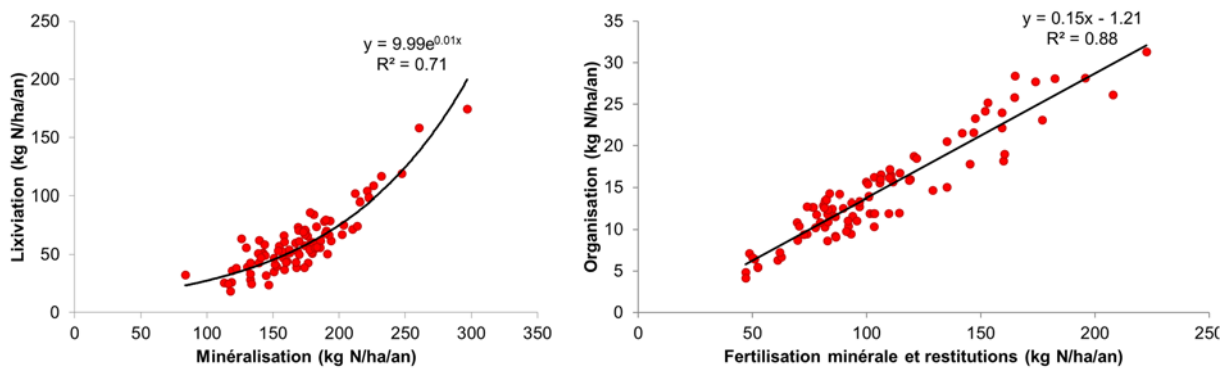
Figure 20b. Moyennes régionales de la lixiviation du nitrate sous parcelle de prairies, à la base du profil de sol



Le risque de lixiviation du nitrate sous prairie apparait très dépendant des quantités d'azote minéralisé sur l'année (R^2 = 0,71, Figure 21) et du bilan entre la minéralisation et l'organisation (R^2 = 0,69). L'organisation représente un flux beaucoup plus faible que la minéralisation (respectivement en moyenne 15 vs 200 kg N/ha/an) et la quantité d'azote organisée en fin d'année est étroitement reliée à l'apport d'azote par les engrais minéraux (r^2 = 0,80) et des apports totaux au sol d'azote par les engrais minéraux et les déjections animales pendant le pâturage (R^2 = 0,88).

Figure 21. Relations entre (a) la quantité d'azote potentiellement lixiviable et la quantité d'azote minéralisé et (b) entre la quantité d'azote organisé et les apports d'azote par les engrais et les restitutions (les données correspondent aux moyennes départementales simulées).

a) *b)*



3.3.2 Données synthétiques par département et focus sur les départements de l'Ouest susceptibles de faire l'objet d'une demande de dérogation

3.3.2.1 Données moyennes et écart types par département et région

Les données précédentes ont été moyennées pour les différents départements et régions afin d'avoir une vision d'ensemble de la prairie française (Tableau 15).

Tableau 15 : Principaux flux annuels moyens d'azote (kg N/ha/an) sur prairie dans les départements

Région	Département	Nombre d'UPC simulées	Production valorisée au pâturage (%)	Fertilisation minérale (kg N/ha)	Azote total apporté (fertilisation, restitutions, fixation) (kg N/ha)	Production (kg MS/ha)	Exportation d'azote (kg N/ha)	Minéralisation (kg N/ha)	Lixiviation potentielle (kg N/ha)
ALSACE	Bas-Rhin	121	34 ± 10	34 ± 12	85 ± 18	8.9 ± 1.6	202 ± 35	180 ± 49	51 ± 48
	Haut-Rhin	82	52 ± 15	35 ± 22	120 ± 36	9.8 ± 1.4	233 ± 34	221 ± 70	104 ± 69
AQUITAINE	Dordogne	360	42 ± 15	45 ± 24	106 ± 40	9.1 ± 1.9	202 ± 48	163 ± 46	51 ± 35
	Gironde	130	40 ± 18	21 ± 16	74 ± 27	8.6 ± 1.6	187 ± 38	182 ± 66	55 ± 61
	Landes	87	53 ± 14	69 ± 21	159 ± 42	10.4 ± 2.2	241 ± 47	193 ± 49	79 ± 49
	Lot-et-Garonne	156	33 ± 10	43 ± 18	82 ± 34	7.4 ± 2.2	158 ± 50	119 ± 42	26 ± 22
	Pyrénées-Atlantiques	292	77 ± 13	57 ± 13	208 ± 36	12.8 ± 2.6	306 ± 62	226 ± 63	109 ± 54
AUVERGNE	Allier	285	72 ± 16	19 ± 8	134 ± 33	9.8 ± 2.0	238 ± 49	168 ± 27	39 ± 23
	Cantal	191	75 ± 11	47 ± 13	177 ± 39	10.4 ± 2.3	269 ± 55	212 ± 55	102 ± 40
	Haute-Loire	155	44 ± 14	47 ± 10	100 ± 23	7.0 ± 2.7	179 ± 65	181 ± 45	84 ± 33
	Puy-de-Dôme	260	50 ± 23	40 ± 14	112 ± 48	8.5 ± 2.9	204 ± 74	174 ± 59	70 ± 44
BASSE-NORMANDIE	Calvados	242	31 ± 15	34 ± 14	89 ± 32	10.4 ± 1.7	213 ± 37	177 ± 33	43 ± 25
	Manche	**278**	**77 ± 8**	**79 ± 11**	**223 ± 30**	**11.5 ± 1.8**	**300 ± 44**	**189 ± 35**	**79 ± 34**
	Orne	286	44 ± 20	46 ± 29	111 ± 60	8.8 ± 1.7	201 ± 48	168 ± 33	53 ± 32
BOURGOGNE	Côte-d'Or	299	38 ± 16	15 ± 9	74 ± 27	8.9 ± 1.6	196 ± 36	194 ± 34	61 ± 31
	Nièvre	244	59 ± 11	20 ± 15	103 ± 28	9.0 ± 1.8	208 ± 43	168 ± 32	43 ± 30
	Saône-et-Loire	353	73 ± 16	10 ± 8	116 ± 38	9.3 ± 2.1	225 ± 55	179 ± 43	52 ± 43
	Yonne	109	41 ± 18	21 ± 16	78 ± 43	8.2 ± 1.6	178 ± 37	151 ± 37	35 ± 30
BRETAGNE	**Côtes d'Armor**	**281**	**65 ± 8**	**51 ± 29**	**159 ± 35**	**9.8 ± 1.7**	**251 ± 44**	**190 ± 44**	**70 ± 35**
	Finistère	**296**	**67 ± 13**	**67 ± 18**	**224 ± 61**	**10.9 ± 2.2**	**282 ± 54**	**260 ± 43**	**158 ± 47**
	Ille-et-Vilaine	**310**	**54 ± 16**	**64 ± 10**	**142 ± 41**	**8.6 ± 2.1**	**209 ± 53**	**169 ± 27**	**73 ± 24**
	Morbihan	**353**	**48 ± 7**	**59 ± 14**	**135 ± 31**	**9.5 ± 2.0**	**225 ± 47**	**232 ± 49**	**117 ± 46**
CENTRE	Cher	219	46 ± 15	21 ± 11	83 ± 28	8.5 ± 1.5	188 ± 41	159 ± 45	37 ± 26
	Eure-et-Loir	41	34 ± 18	36 ± 11	78 ± 15	7.8 ± 1.6	168 ± 35	153 ± 24	40 ± 26
	Indre	201	56 ± 17	36 ± 18	124 ± 40	9.0 ± 1.7	213 ± 48	145 ± 37	32 ± 21
	Indre-et-Loire	157	34 ± 13	46 ± 26	82 ± 37	6.8 ± 1.3	150 ± 31	113 ± 34	25 ± 18
	Loir-et-Cher	79	24 ± 14	44 ± 12	81 ± 47	8.0 ± 1.5	173 ± 38	158 ± 39	47 ± 21
	Loiret	58	26 ± 16	36 ± 9	69 ± 22	7.9 ± 1.5	169 ± 37	152 ± 35	41 ± 21
CHAMPAGNE-ARDENNE	Ardennes	222	33 ± 10	24 ± 13	143 ± 118	10.5 ± 1.6	234 ± 42	179 ± 53	60 ± 36
	Aube	140	18 ± 6	19 ± 18	193 ± 152	9.6 ± 1.6	213 ± 48	143 ± 54	51 ± 32
	Haute-Marne	239	27 ± 11	30 ± 9	70 ± 9	9.5 ± 1.0	199 ± 19	202 ± 47	67 ± 39
	Marne	227	22 ± 3	11 ± 18	296 ± 138	10.6 ± 1.7	253 ± 50	126 ± 52	64 ± 31
FRANCHE-COMTE	Doubs	204	40 ± 15	45 ± 21	119 ± 48	10.2 ± 1.1	225 ± 32	216 ± 55	95 ± 41
	Haute-Saône	204	36 ± 9	26 ± 7	83 ± 11	10.3 ± 0.9	223 ± 20	204 ± 41	75 ± 42
	Jura	26	44 ± 12	23 ± 15	95 ± 26	10.7 ± 1.5	235 ± 29	210 ± 42	72 ± 32
	Terr. de Belfort	25	41 ± 13	28 ± 13	98 ± 32	10.3 ± 0.9	231 ± 27	247 ± 68	119 ± 69
HAUTE-NORMANDIE	Eure	171	32 ± 15	45 ± 26	152 ± 117	10.5 ± 1.9	229 ± 49	170 ± 45	50 ± 37
	Seine-Maritime	297	45 ± 6	75 ± 8	165 ± 13	11.0 ± 1.3	254 ± 29	186 ± 42	62 ± 39
ILE-DE-FRANCE	Essonne	1	23 ± NA	0 ± NA	392 ± NA	11.9 ± NA	297 ± NA	119 ± NA	36 ± NA
	Seine-et-Marne	15	23 ± 10	44 ± 1	77 ± 17	8.9 ± 2.0	184 ± 44	147 ± 35	24 ± 6
	Val-D'Oise	8	53 ± 26	74 ± 19	152 ± 58	8.6 ± 2.3	208 ± 52	151 ± 44	47 ± 26
	Yvelines	12	17 ± 11	46 ± 6	74 ± 27	9.3 ± 0.8	193 ± 21	174 ± 27	39 ± 26
LANGUEDOC-ROUSSILLON	Aude	66	63 ± 32	11 ± 14	90 ± 50	7.6 ± 2.7	182 ± 70	162 ± 70	54 ± 38
	Gard	38	42 ± 36	17 ± 11	50 ± 30	3.7 ± 2.7	87 ± 66	84 ± 57	32 ± 18
	Hérault	42	75 ± 31	6 ± 8	88 ± 36	6.1 ± 2.3	155 ± 60	178 ± 81	86 ± 58
	Lozère	117	76 ± 20	13 ± 11	92 ± 31	6.5 ± 2.4	164 ± 62	142 ± 49	51 ± 26
	Pyrénées-Orientales	12	67 ± 24	16 ± 12	103 ± 44	7.9 ± 3.1	202 ± 81	191 ± 83	50 ± 55
LIMOUSIN	Corrèze	178	69 ± 16	19 ± 13	135 ± 44	10.9 ± 1.2	260 ± 38	174 ± 28	58 ± 28
	Creuse	123	80 ± 16	22 ± 8	164 ± 38	10.9 ± 0.9	276 ± 25	180 ± 28	60 ± 23
	Haute-Vienne	189	80 ± 11	30 ± 8	161 ± 20	10.4 ± 1.3	263 ± 27	167 ± 32	60 ± 32
	Meurthe-et-Moselle	202	34 ± 7	51 ± 11	103 ± 16	9.2 ± 1.6	213 ± 39	178 ± 44	54 ± 35
	Meuse	255	24 ± 7	46 ± 8	82 ± 10	9.3 ± 1.2	195 ± 26	192 ± 53	66 ± 41
	Moselle	227	37 ± 10	52 ± 9	107 ± 13	9.0 ± 1.5	211 ± 36	182 ± 50	56 ± 40
	Vosges	210	39 ± 13	46 ± 14	110 ± 19	10.1 ± 1.1	234 ± 32	223 ± 71	99 ± 73
MIDI-PYRENEES	Ariège	121	61 ± 21	12 ± 6	93 ± 36	9.1 ± 2.5	204 ± 64	161 ± 69	44 ± 48
	Aveyron	316	62 ± 22	18 ± 14	100 ± 34	7.8 ± 2.4	188 ± 59	183 ± 74	74 ± 52
	Gers	239	44 ± 7	59 ± 14	121 ± 24	8.7 ± 2.1	204 ± 51	133 ± 33	28 ± 10
	Haute-Garonne	190	43 ± 14	37 ± 22	93 ± 31	8.5 ± 2.3	193 ± 58	134 ± 45	25 ± 23
	Hautes-Pyrénées	145	62 ± 16	35 ± 27	145 ± 34	11.8 ± 2.5	279 ± 53	214 ± 69	74 ± 61
	Lot	192	50 ± 17	31 ± 18	86 ± 33	7.6 ± 3.0	171 ± 74	144 ± 59	49 ± 29
	Tarn	182	39 ± 12	38 ± 16	83 ± 17	7.5 ± 1.7	168 ± 41	139 ± 57	42 ± 39
	Tarn-et-Garonne	108	36 ± 11	42 ± 15	81 ± 25	7.4 ± 1.8	162 ± 44	116 ± 34	25 ± 17

Région	Département	Nombre d'UPC simulées	Production valorisée au pâturage (%)	Fertilisation minérale (kg N/ha)	Azote total apporté (fertilisation, restitutions, fixation) (kg N/ha)	Production (kg MS/ha)	Exportation d'azote (kg N/ha)	Minéralisation (kg N/ha)	Lixiviation potentielle (kg N/ha)
NORD-PAS-DE-CALAIS	Nord	186	54 ± 22	82 ± 14	182 ± 41	11.1 ± 1.6	262 ± 48	186 ± 24	56 ± 24
	Pas-de-Calais	231	40 ± 11	85 ± 17	153 ± 12	10.4 ± 1.3	227 ± 27	176 ± 36	65 ± 30
PAYS DE LA LOIRE	Loire-Atlantique	308	55 ± 11	45 ± 17	115 ± 26	7.7 ± 2.3	190 ± 58	155 ± 32	57 ± 26
	Maine-et-Loire	310	38 ± 12	48 ± 11	88 ± 21	6.8 ± 2.3	157 ± 52	131 ± 29	39 ± 26
	Mayenne	**260**	**49 ± 10**	**72 ± 11**	**147 ± 36**	**8.9 ± 1.6**	**212 ± 42**	**169 ± 32**	**70 ± 29**
	Sarthe	266	29 ± 13	50 ± 7	84 ± 17	6.9 ± 1.3	149 ± 29	133 ± 27	43 ± 26
	Vendée	259	53 ± 19	55 ± 19	122 ± 42	7.9 ± 2.9	195 ± 73	158 ± 28	66 ± 33
PICARDIE	Aisne	167	52 ± 26	55 ± 21	164 ± 76	9.9 ± 2.1	243 ± 62	183 ± 55	56 ± 50
	Oise	98	52 ± 19	84 ± 11	174 ± 35	9.7 ± 1.8	235 ± 45	189 ± 41	78 ± 43
	Somme	113	38 ± 14	98 ± 15	165 ± 18	9.9 ± 1.2	221 ± 28	174 ± 42	67 ± 37
POITOU-CHARENTES	Charente	165	49 ± 21	33 ± 22	100 ± 38	8.0 ± 1.6	183 ± 42	157 ± 44	52 ± 34
	Charente-Maritime	143	46 ± 18	28 ± 15	82 ± 26	7.3 ± 1.5	166 ± 36	160 ± 34	43 ± 21
	Deux-Sèvres	210	45 ± 10	54 ± 18	110 ± 22	7.8 ± 2.3	185 ± 55	159 ± 37	61 ± 32
	Vienne	215	47 ± 19	48 ± 26	106 ± 18	7.7 ± 1.6	181 ± 38	133 ± 32	33 ± 19
PROVENCE-ALPES-COTE D'AZUR	Alpes-de-Haute-Provence	81	58 ± 34	4 ± 4	56 ± 36	5.3 ± 1.4	123 ± 41	139 ± 56	51 ± 35
	Alpes-Maritimes	3	100 ± 0	0 ± 0	103 ± 23	6.3 ± 0.8	173 ± 35	297 ± 109	174 ± 84
	Bouches-du-Rhône	42	74 ± 29	5 ± 4	61 ± 26	4.7 ± 1.4	118 ± 37	118 ± 24	18 ± 14
	Hautes-Alpes	102	70 ± 23	7 ± 5	77 ± 36	5.3 ± 2.1	128 ± 54	130 ± 47	56 ± 25
	Var	18	56 ± 36	6 ± 5	52 ± 41	4.9 ± 2.2	113 ± 60	140 ± 82	62 ± 57
	Vaucluse	10	60 ± 31	0 ± 1	47 ± 32	5.2 ± 1.3	118 ± 36	122 ± 37	38 ± 28
RHONE-ALPES	Ain	215	55 ± 18	19 ± 12	109 ± 48	10.0 ± 2.6	228 ± 66	190 ± 62	68 ± 45
	Ardèche	126	66 ± 23	9 ± 12	91 ± 41	7.6 ± 2.7	185 ± 73	170 ± 74	61 ± 37
	Drôme	129	50 ± 27	14 ± 10	62 ± 24	6.6 ± 1.8	147 ± 42	154 ± 61	53 ± 37
	Haute-Savoie	121	69 ± 11	15 ± 9	122 ± 60	9.1 ± 3.3	217 ± 82	174 ± 55	71 ± 29
	Isère	12	61 ± 23	18 ± 16	119 ± 91	8.3 ± 3.7	192 ± 91	141 ± 59	47 ± 23
	Loire	153	50 ± 15	34 ± 15	101 ± 38	8.3 ± 3.0	198 ± 69	190 ± 43	80 ± 40
	Rhône	79	46 ± 18	33 ± 18	90 ± 36	8.1 ± 2.8	185 ± 60	173 ± 42	69 ± 35
	Savoie	142	73 ± 20	9 ± 7	88 ± 48	6.9 ± 3.7	166 ± 88	143 ± 72	59 ± 41

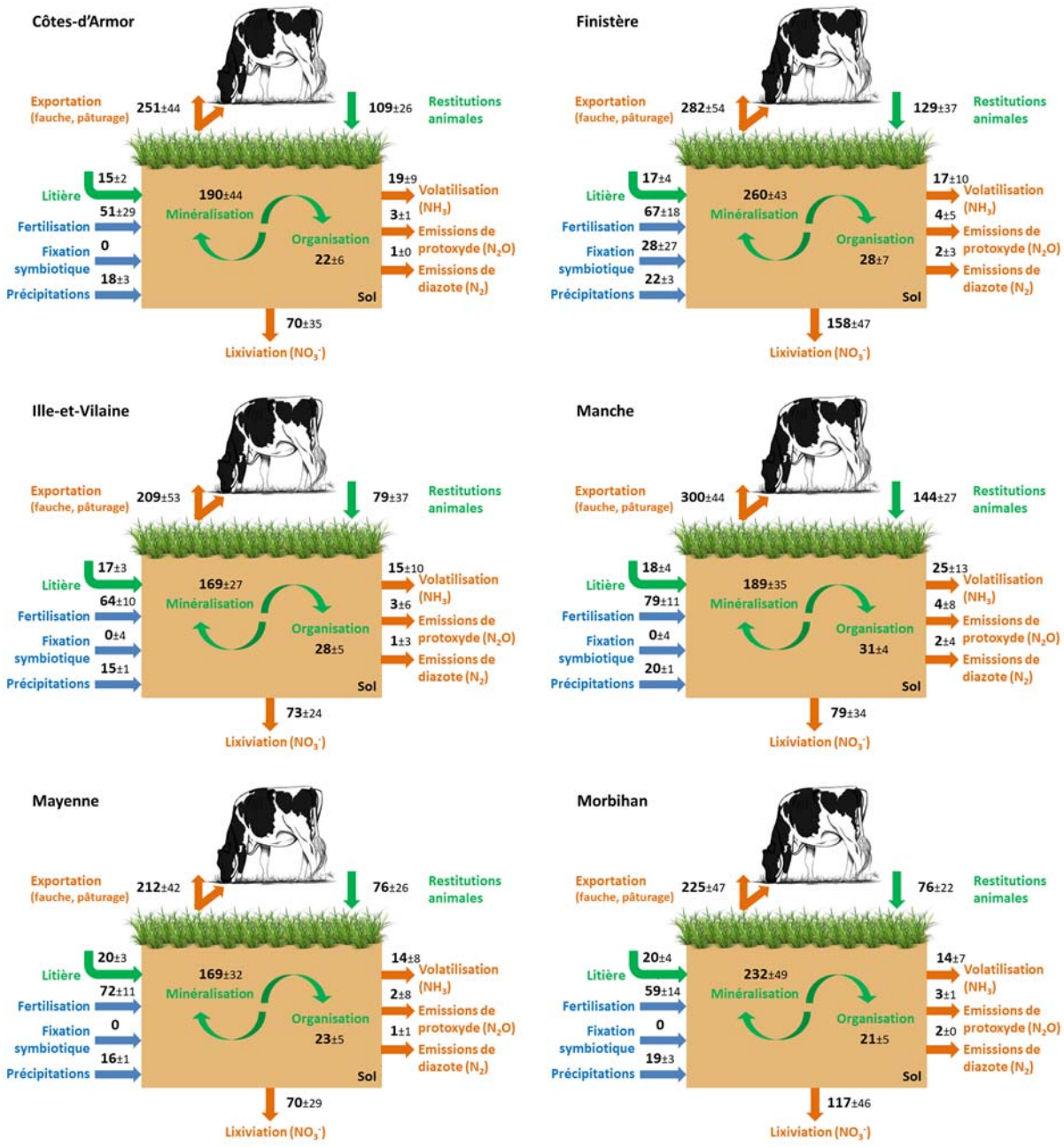
3.3.2.2 Données moyennes dans les départements de l'Ouest susceptibles de faire l'objet d'une demande de dérogation

La description des flux d'azote est plus détaillée dans le cas des départements susceptibles de faire l'objet d'une demande de dérogation. Les données moyennes départementales des quantités de N exportées et des risques potentiels de lixiviation sont rapportées dans le tableau 16. Pour tous ces départements, les quantités de N exportées par ha de prairie excèdent 200 kg/an en moyenne, l'Ille-et-Vilaine et la Mayenne sont caractérisés par des niveaux d'exportation inférieurs à 220 kg N/ha/an mais les niveaux de productivité sont très contrastés selon les territoires (petites régions agricoles) dans ces 2 départements. Les niveaux de lixiviation sont de 70 kg N/ha/an sauf pour le Morbihan et surtout le Finistère, ces deux départements se caractérisant par des niveaux de lixiviation potentielle supérieurs. La figure 22 rassemble l'ensemble des flux de N moyens simulés associés au fonctionnement des prairies pour chacun des six départements avec la représentation adoptée à la figure 16.

Tableau 16. Quantités (en kg N/ha/an) de N exporté et de N potentiellement lixiviable (en kg N/ha/an)

Département	N exporté	N lixivié potentiel
Côtes-d'Armor	251	70
Finistère	282	158
Ille-et-Vilaine	209	73
Mayenne	212	70
Manche	300	79
Morbihan	225	117

Figure 22. Flux de N simulés (kg N/ha/an) avec PâturSTICS pour les prairies des départements de l'Ouest susceptibles de faire l'objet d'une demande de dérogation



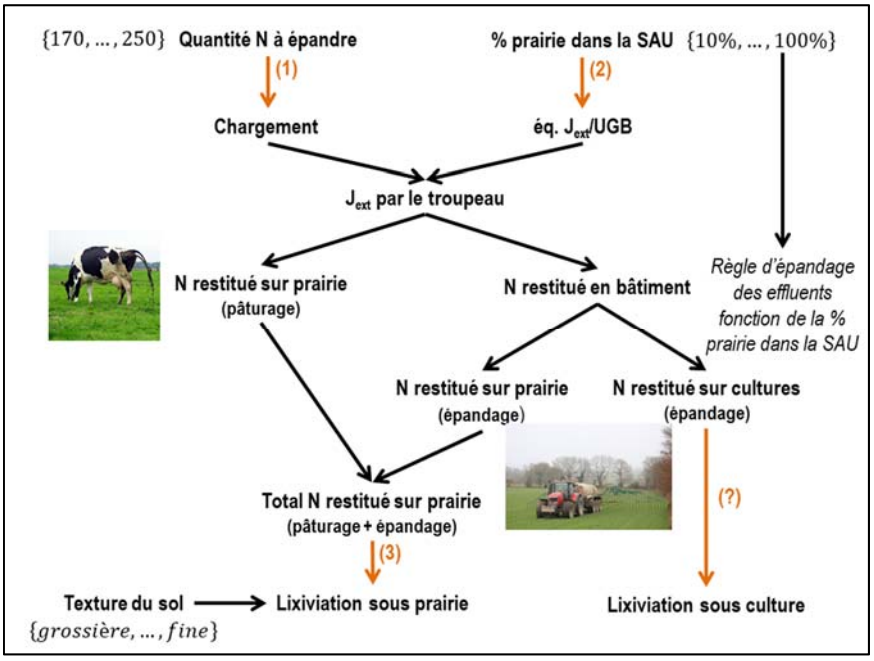
3.4 Simulation de l'effet d'une augmentation de l'azote organique épandu sur le risque de lixiviation du nitrate sous prairie, dans les départements susceptibles de faire l'objet d'une demande de dérogation

Afin de fournir des éléments permettant de proposer un nouveau seuil à la limite actuelle d'épandage des effluents organiques (fixée actuellement à 170 kg N_{org}/ha SAU/an), il est important d'estimer les effets d'une intensification de la production sur le risque de lixiviation du nitrate. Nous avons donc cherché à simuler les effets d'un accroissement du chargement de l'exploitation (en UGB/ha SAU) dans le cas des 6 départements susceptibles de faire l'objet d'une dérogation. Pour cela, il fallait relier les variations du chargement aux quantités d'azote épandable produites, puis restituées directement au pâturage et indirectement après stockage en bâtiment, et enfin simuler le risque associé de lixiviation du nitrate en fonction du type de sol.

Pour évaluer l'accroissement du risque de lixiviation du nitrate en fonction de différents niveaux d'azote organique épandable (au-dessus de 170 kg N/ha/an), nous avons calculé successivement (Figure 23) :

- le chargement moyen de l'exploitation correspondant à la quantité d'azote épandable produite à étudier,
- l'effet de la proportion de prairie dans la SAU de l'exploitation sur la durée moyenne passée à l'extérieur (donc au pâturage) d'une UGB et, compte tenu du chargement moyen obtenu précédemment, sur le nombre de journées de pâturage par hectare,
- les quantités d'azote restitué directement au pâturage par les animaux eux même et en bâtiment compte-tenu des données précédentes,
- les quantités totales d'azote restitué sur la prairie, en ajoutant aux restitutions directes, les quantités épandues, compte-tenu d'une règle de pratiques d'épandage des lisiers entre surfaces en prairies et surfaces en cultures annuelles,
- et enfin, les quantités d'azote lixivié sous prairie pour les différents types de sol présents dans les 6 départements concernés, estimées avec le modèle PâturSTICS. Ces quantités lixiviées ont été comparées à celles correspondant à la limite actuelle fixée à 170 kg N_{org}/ha SAU/an afin de quantifier le risque d'une lixiviation supplémentaire.

Figure 23. Démarche générale de calcul des quantités d'azote potentiellement lixiviables sous prairie pour différentes quantités d'azote organique épandable, supérieures aux 170 kg N_{org}/ha SAU/an, et pour différentes proportions de prairies dans la SAU. Les numéros font référence aux équations utilisées, décrites ci-après.



3.4.1 Possibilités offertes par PâturSTICS et choix de scénarii d'intensification

La première étape du travail a été le choix de scenarii d'intensification. Ceux-ci devaient en effet être réfléchis en fonction des possibilités du modèle PâturSTICS, notamment en termes de paramètres d'entrées qu'il est possible de faire varier. En effet, le modèle ne permet pas de simuler directement différents niveaux de chargements exprimés en UGB/ha de prairie. Le chargement est une sortie indirecte de la production simulée que l'on peut recalculer *a posteriori* avec une ingestion animale journalière supposée constante. En revanche, le modèle permet de simuler une augmentation de l'apport d'azote organique épandu sur les parcelles et ses conséquences sur la production et les émissions d'azote vers l'environnement. Pour cela, il est possible de simuler (i) un apport croissant d'un amendement organique (par exemple en début de saison) ou (ii) une intensification de la valorisation par le pâturage et donc des restitutions animales associées. Cette intensification de l'utilisation de l'herbe *via* le pâturage peut elle-même être simulée *via* l'augmentation du nombre potentiel d'exploitations par pâturage dans l'année, et *via* la dose d'azote minéral apporté. Un apport d'engrais minéral permet en effet d'augmenter la croissance de l'herbe et, par conséquent, le nombre d'animaux au pâturage, dans la mesure où toute l'herbe récoltée est supposée consommée par les animaux dans le modèle. Il est ainsi possible d'explorer une large gamme d'intensité de pâturage. C'est ce que nous avons réalisé.

Nous avons ainsi simulé, dans la diversité des types de prairies, de sols et de climats dont nous disposions déjà au sein de chacun des 6 départements envisagés pour une demande de dérogation, les effets :

- du nombre potentiel de séquences de pâturage, avec 6 modalités : 0, 1, 4, 6, 8, 10 passages /an,
- de la fertilisation minérale, avec 2 modalités : 0 ou 100 kg N/ha/an.

Tableau 17. Modes d'exploitation utilisés pour la simulation de l'intensification du pâturage

Numéro du mode	Nombre maximum de séquences de pâturage par an	Fertilisation minérale (kg N/ha/an)
1 avec suppression de la fauche prévue	0	0
3 avec suppression de la fauche prévue	0	100
1 avec remplacement de la fauche par un pâturage	1	0
3 avec remplacement de la fauche par un pâturage	1	100
15	4	0
18	4	100
21	6	0
23	6	100
24	8	0
26	8	100
27	10	0
29	10	100

Pour cela, nous sommes repartis des 12 modes d'exploitation uniquement pâturés, correspondant aux modes d'exploitation précédemment utilisés dans la simulation des prairies sous pratiques actuelles, hormis les modes 1 et 3 où la fauche prévue a été remplacée par un pâturage (voir la liste des modes d'exploitation au tableau 14). Deux nouveaux modes sans exploitation de l'herbe et sans apport d'engrais ont également été définis, servant en quelque sorte de « témoin ». Tous les modes d'exploitation définis ont été simulés au sein de chaque UPC même si ces modes d'exploitation n'existaient pas localement auparavant. Aucune agrégation des résultats à l'échelle de l'UPC n'a par conséquent été réalisée. Autrement dit, chacun des modes d'exploitation a été simulé dans chacune des UPC constitutives de chacun des 6 départements considérés, pour la diversité existante des types de prairies, sols et climats existant dans l'UPC. Les différentes modalités simulées sont résumées dans le tableau 17.

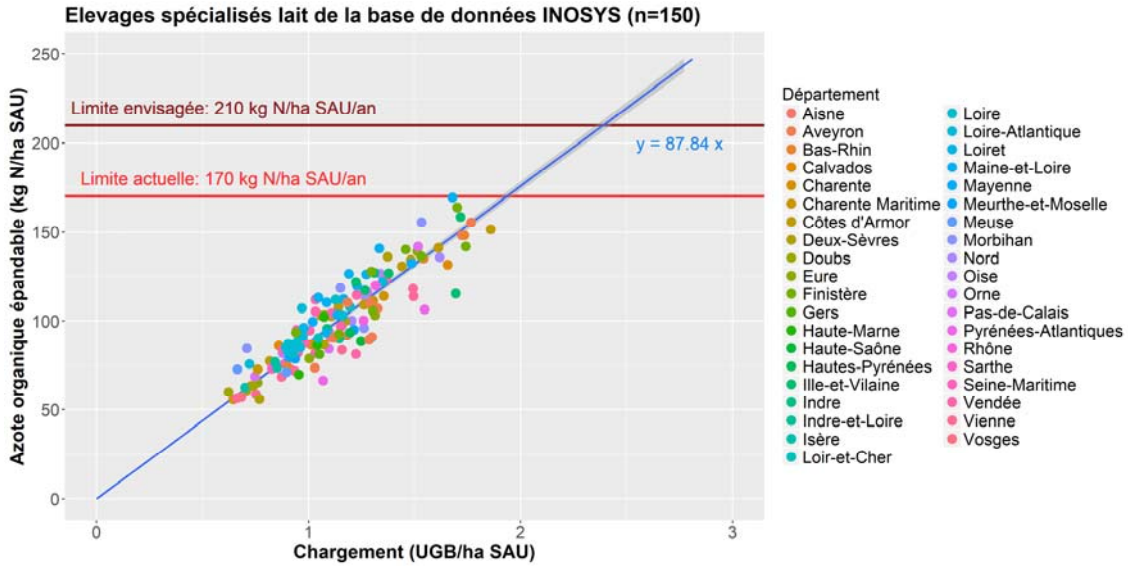
3.4.2 Calcul des quantités d'azote organique restitué et épandu sur la prairie

3.4.2.1 Calcul du chargement moyen de l'exploitation

La production d'azote organique épandable par les troupeaux laitiers a été estimée sur la base des données des systèmes « spécialisés lait » de la base de données Inosys (n=150) et des références actuelles de production d'azote épandable par les bovins mâles, les génisses, et les vaches laitières, les références pour ces dernières étant fonction à la fois du niveau de production laitière et du temps passé par les vaches à l'extérieur. De façon logique, il existe une relation linéaire entre la production d'azote organique épandable par le troupeau et le chargement animal exprimé en UGB par ha de SAU (Figure 23). Sur la base de ces données, cette relation est :

N organique épandable par le troupeau (kg N /ha SAU) = 87,84 x chargement (UGB/ha SAU)

Figure 23. Relation entre production d'azote organique épandable par le troupeau et chargement animal, établie sur les élevages « spécialisés lait » de la base de données Inosys (n=150)



Selon cette relation, une UGB rejette donc en moyenne 88 kg de N épandable par an. Cette relation permet de traduire chaque valeur possible de la limite d'épandage par un chargement en UGB/ha de SAU :

Chargement (UGB/ha SAU) = N organique épandable par le troupeau (kg N /ha SAU/an) / 87,84 (1)

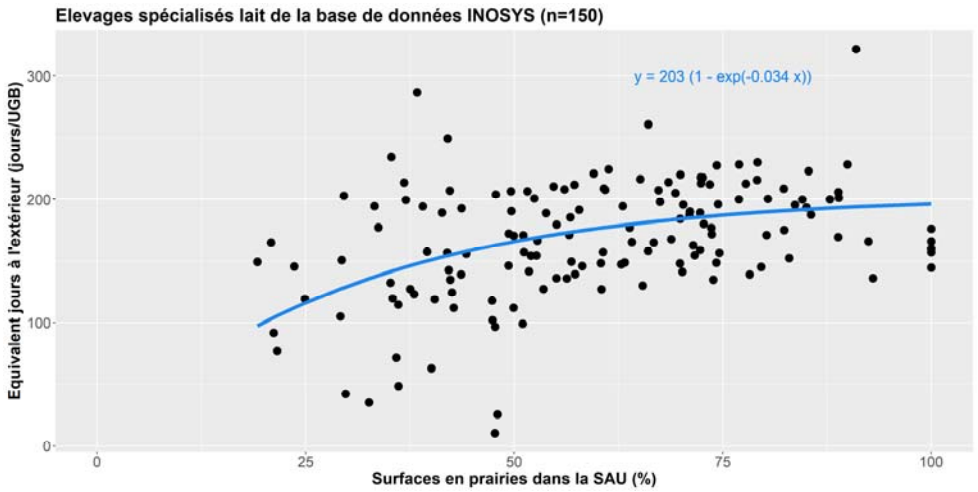
D'après la relation (1), un passage éventuel de la limite d'épandage des effluents organiques de 170 à 210 kg N/ha SAU/an correspond à une augmentation du chargement d'environ 1,9 à 2,4 UGB/ha SAU (Figure 23).

3.4.2.2 Calcul du nombre de jours passés à l'extérieur par le troupeau

Sur la base du même jeu de données, il a été possible de relier un équivalent du nombre de jours passés à l'extérieur par une UGB (exprimé en J_{ext}/UGB.) avec la proportion de surfaces en prairies dans la SAU :

$$\textit{Equivalent jours passés à l'extérieur } (J_{ext}/UGB) = 203 \times (1 - e^{-0{,}034 \times \% \text{ prairies/SAU}}) \quad (2$$

Figure 24. Relation entre un équivalent du nombre de jours passés à l'extérieur par une UGB et le pourcentage de surfaces en prairies dans la SAU (n=150)



Cette relation curvilinéaire traduit bien le fait qu'avec peu de surfaces en prairies dans la SAU, les animaux y séjournent plus que ne le permet l'herbe produite et y sont souvent complémentés. A l'opposé, l'asymptote qui tend vers 200-210 jours traduit la durée maximale de la saison de pâturage possible avec la totalité de la surface en herbe. Cette asymptote est en accord avec les meilleures valeurs observées en France au sein des systèmes herbagers dans des zones favorables à la fois à la croissance de l'herbe et au pâturage.

Sur la base de la relation (2), on peut calculer le nombre de jours passés à l'extérieur par une UGB en fonction de la proportion de surfaces en prairies dans la SAU (variant de 10 à 100%, avec un pas de 10, Figure 24). Connaissant par ailleurs le chargement en UGB/ha SAU, on peut calculer, pour chaque pourcentage de prairies dans la SAU, le nombre de jours passés à l'extérieur par le troupeau.

3.4.2.3 Calcul des quantités d'azote restitué sur la prairie

Connaissant le chargement moyen et le nombre de jours passés à l'extérieur par le troupeau, on peut calculer les quantités d'azote restitué directement par les animaux eux-mêmes sur les prairies et par différence en bâtiment. Pour calculer les quantités d'azote restitué sur les prairies *via* les épandages de l'azote épandable émis en bâtiment et stocké, nous avons supposé que :

- Si les surfaces en prairies représentent moins de 30% de la SAU, les prairies ne reçoivent pas d'apport d'azote organique stocké, l'éleveur réservant cet azote organique pour l'épandre sur ses cultures, notamment le maïs, dont la surface est conséquente dans ce type de système avec peu d'herbe.

- A l'inverse, si les surfaces en prairies représentent 90% ou plus de la SAU, alors fort logiquement les prairies reçoivent de l'azote stocké au prorata de leur proportion dans la SAU.

- Entre ces deux extrêmes, nous avons augmenté progressivement la part de l'azote stocké qui retourne sur prairie par épandage selon la grille donnée dans le tableau 18.

Tableau 18. Hypothèse de répartition de l'épandage de l'azote organique produit et stocké en bâtiment, entre surfaces en prairies et surfaces en cultures

Part de prairie dans la SAU	Proportion du N stocké qui est épandu sur prairie
10	0
20	0
30	0
40	15
50	30
60	45
70	60
80	75
90	90
100	100

Au final, relativement à la situation correspondant à la limite actuelle d'épandage fixée à 170 kg N/ha SAU/an (chargement d'environ 1,9 UGB/ha SAU), on peut en déduire le nombre de jours supplémentaires passés à l'extérieur qu'induit une augmentation du chargement, l'azote supplémentaire retourné sur la prairie directement lors du pâturage par les animaux, et l'azote retourné indirectement à la prairie par épandage d'une partie des effluents produits en plus en bâtiment (selon les hypothèses énoncées sur la façon dont l'éleveur gère l'épandage de ses effluents d'élevage entre surfaces en prairies et surfaces en cultures).

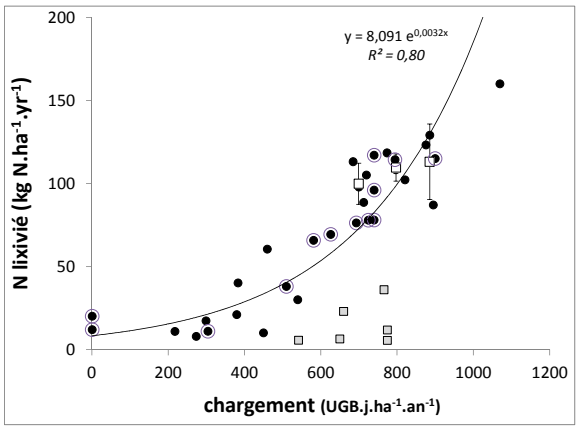
Par exemple, si on suppose une quantité d'azote épandable fixée à 210 kg N/ha SAU, la quantité d'azote supplémentaire, en regard des 170 kg N/ha SAU actuels, serait alors de 40 kg N/ha SAU, réparti sur la prairie au prorata des jours supplémentaires passés par le troupeau à l'extérieur. Dans le cas d'une exploitation avec 70% de prairies dans la SAU, cela représente 84 jours supplémentaires par hectare passés par le troupeau à l'extérieur. Et donc 84/365 x 40 kg = 9 kg d'azote organique supplémentaire émis en plus directement sur la prairie *via* les restitutions des animaux au pâturage, le restant, soit 31 kg N organique, étant émis en bâtiment. Si on fait l'hypothèse que l'éleveur épand ses effluents d'élevage selon la règle décrite dans le tableau 18, sur les 31 kg N organique produit en bâtiment, 60% x 31 = 18,5 kg N seraient également retournés à la prairie par épandage. Le total de l'azote supplémentaire arrivant sur la prairie et lié à la modification de la limite d'épandage serait donc de 9 + 18,5 = 27,5 kg N.

Une fois cette quantité d'azote supplémentaire apportée sur la prairie calculée, il a été possible d'estimer, sur la base des simulations effectuées, les conséquences sur la lixiviation du nitrate.

3.4.2.4 Evaluation de la lixiviation simulée par pâturSTICS

Avant d'utiliser les résultats de lixiviation produits par pâturSTICS, nous avons tout d'abord cherché à évaluer la qualité des résultats produits par le modèle en comparant la réponse simulée à la courbe théorique construite sur la base de données mesurées et proposée par Vertès *et al.* (2007, Figure 25). Pour cela, nous avons relié la lixiviation simulée et moyennée sur les 30 années de simulation au chargement animal (exprimé en UGB.$j_{pât}$/ha), et tracé en vis-à-vis la courbe théorique.

Figure 25 : Relation entre le chargement animal et la lixiviation du nitrate mesurée sur prairies. Les points cerclés (chaque point étant la moyenne de 4 à 6 années par traitement) correspondent aux données mesurées en Finistère (INRA – Arvalis – CRAB) en lysimètres ou avec des bougies poreuses (sols bruns sur granite ou schistes de 80 à 90 cm de profondeur, lame drainante moyenne > 550 mm). Les points carrés correspondent à des résultats mesurés sous prairies pâturées irlandaises sur sol sain (carrés blancs) ou hydromorphes (carrés gris).



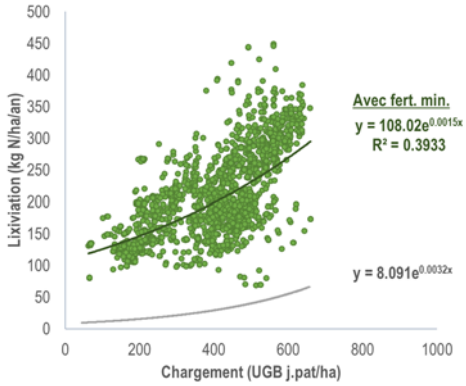
Du fait des formalismes utilisés pour simuler le pâturage dans PâturSTICS, le chargement animal a été calculé en divisant la production de la prairie valorisée au pâturage (en kg MS/ha/an) par l'ingestion journalière d'une UGB, fixée dans les simulations à 17 kg MS/(UGB $j_{pât}$). Les résultats sont présentés dans la figure 26, pour les situations avec fertilisation minérale (graphiques de droite), et en l'absence de fertilisation minérale (graphiques de gauche).

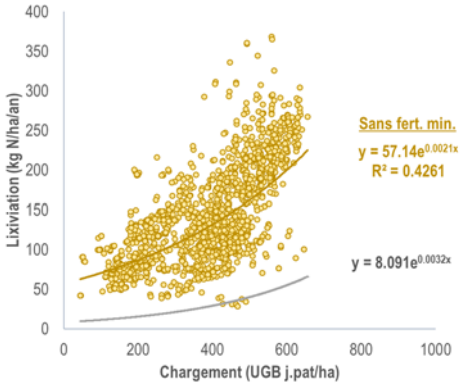
La lixiviation simulée par le modèle est logiquement supérieure dans les situations où la prairie reçoit un engrais minéral en plus des restitutions animales. La réponse simulée de la lixiviation en réponse à une augmentation du chargement animal est dans tous les cas de forme exponentielle, et correspond bien au type de réponse établi par Vertès *et al.* (2007). Elle dépend aussi fortement du type de sol et notamment de sa texture en surface, les sols à texture grossière lixiviant beaucoup plus (au moins deux fois plus à même chargement), que les sols à texture moyenne, qui à leur tour lixivent plus que les sols à texture moyennement fine.

L'ordre de grandeur moyen de la lixiviation simulée est concordant avec la courbe théorique établie sur les mesures, dans le cas de sols à texture moyenne et moyennement fine, en particulier en l'absence de fertilisation minérale. En revanche, la lixiviation simulée montre une forte variabilité en termes de réponse et est probablement surestimée par le modèle, en particulier dans certaines situations (cas de sols à texture grossière). Toutefois, la comparaison des réponses moyennes simulées avec la réponse théorique laisse penser que, en variations relatives, la lixiviation simulée en réponse à une augmentation du chargement animal doit permettre d'évaluer de façon satisfaisante le risque de lixiviation associé à un apport d'azote organique supplémentaire.

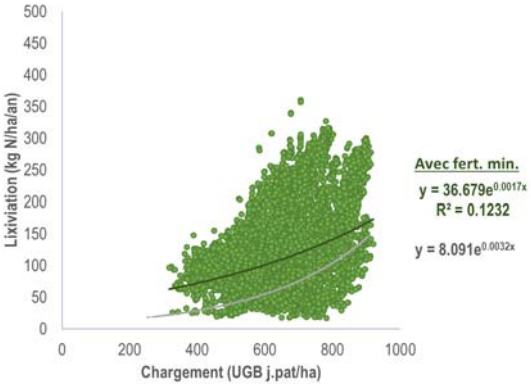
Figure 26. Réponse simulée de la lixiviation au chargement animal, avec et sans apport d'engrais minéral et suivant la texture de l'horizon de surface du sol ; comparaison à la courbe théorique (en gris) établie sur des mesures par Vertès et al. (2007) ; Le nombre de situations simulées correspondant à chaque type de sol est indiqué entre parenthèses.

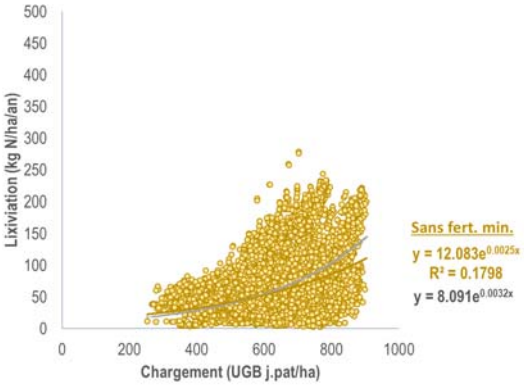
a) Sols à texture grossière en surface (n=4273)



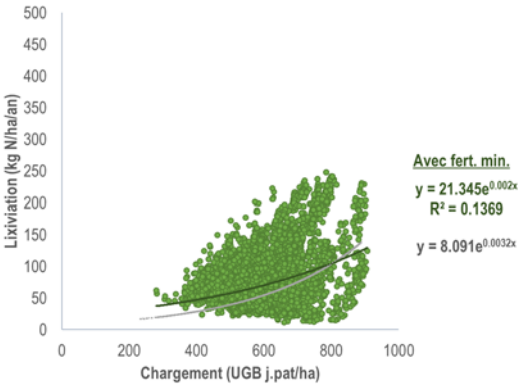


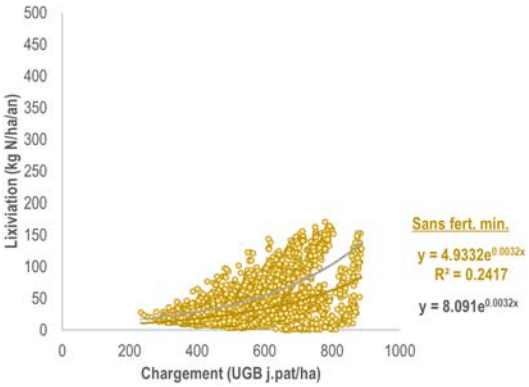
b) Sols à texture moyenne (n=20009)





c) Sols à texture moyennement fine (n=17745)



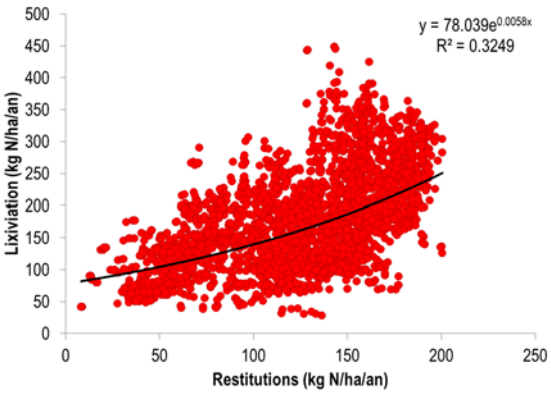


3.4.2.5 Conséquences pour les fuites du nitrate sous prairie

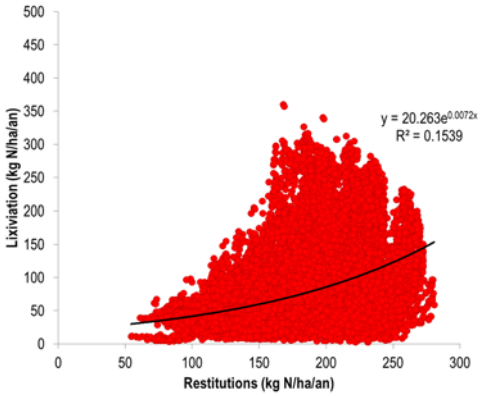
Afin de relier la quantité d'azote supplémentaire associée à l'augmentation de la limite d'épandage des effluents d'élevage (Cf. 3.4.2.3) au risque de lixiviation supplémentaire, nous avons relié la lixiviation simulée et moyennée sur les 30 années de simulation, à l'azote apporté par les restitutions animales (kg N/ha/an). Comme précédemment, nous avons distingué les différents types de sol suivant la texture de leur horizon de surface (grossière, moyenne, moyennement fine). Les résultats sont présentés à la figure 27.

Figure 27 Réponse simulée de la lixiviation à une augmentation de l'apport d'azote organique, avec et sans apport d'engrais minéral et suivant la texture de l'horizon de surface du sol

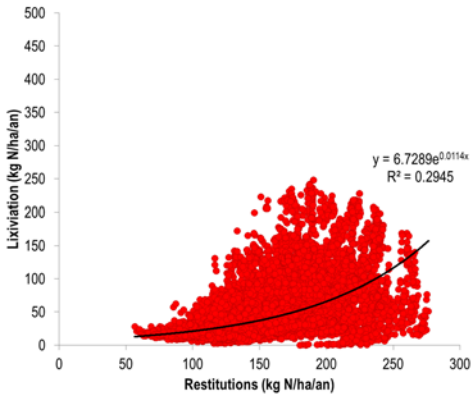
a) Sols à texture grossière



b) Sols à texture moyenne



c) Sols à texture moyennement fine



La relation suivante (3) a été utilisée pour quantifier le risque de lixiviation supplémentaire, relativement à la situation correspondant à une quantité d'azote organique épandable de 170 kg N/ha SAU/an.

$$Lixiviation\ (kg\ N/ha/an) = a\ e^{b\ azote\ organique\ (kg\ N/ha/an)} \quad (3)$$

Avec des valeurs spécifiques pour les coefficients a et b suivant la texture du sol en surface. Les valeurs de ces coefficients sont rappelées dans le tableau 19. Le tableau 20 donne sur cette base et les quantités d'azote supplémentaires précédemment calculées (Cf. 3.4.2.3), le risque de lixiviation supplémentaire par type de sol, pour plusieurs limites d'épandage et différentes proportions de surfaces en prairies dans la SAU.

Tableau 19. Valeurs des coefficients des courbes de réponse simulée de la lixiviation en réponse à une augmentation des quantités d'azote organique épandu

	Lixiviation (kg N/ha) = a exp (b restitutions, kg N/ha)		
Texture de l'horizon de surface	a	b	R^2
grossière	78.0	0.0058	0.32
moyenne	20.3	0.0072	0.15
moyennement fine	6.7	0.0114	0.29

Tableau 20. Augmentation du risque de lixiviation sous prairie (kg N/ha de prairie), relativement au risque de lixiviation correspondant à la limite actuelle d'épandage des effluents d'élevage fixée à 170 kg N/ha SAU selon la part de prairies dans la SAU. Les résultats sont présentés selon la texture de l'horizon de surface du sol : a) grossière, b) moyenne et c) moyennement fine.

a)

Sols à texture grossière										
Surfaces en prairies dans la SAU (%)	Limite actuelle (kg N/ha SAU) 170		180	190	200	210	220	230	240	250
10	91	+	1	2	3	3	4	5	6	7
20	102	+	2	3	5	7	8	10	12	14
30	111	+	2	5	7	10	12	15	17	20
40	128	+	4	8	12	16	20	24	29	34
50	144	+	5	11	16	22	28	34	41	48
60	158	+	7	14	21	29	36	45	53	62
70	172	+	8	17	26	35	45	55	66	78
80	186	+	10	20	31	42	54	67	80	94
90	200	+	11	23	36	49	64	79	94	111
100	209	+	12	26	40	55	70	87	105	124

b)

Sols à texture moyenne										
Surfaces en prairies dans la SAU (%)	Limite actuelle (kg N/ha SAU) 170		180	190	200	210	220	230	240	250
10	25	+	0	1	1	1	1	2	2	2
20	28	+	1	1	2	2	3	4	4	5
30	31	+	1	2	3	3	4	5	6	7
40	37	+	1	3	4	6	7	9	11	13
50	43	+	2	4	6	8	11	13	16	18
60	49	+	3	5	8	11	14	18	21	25
70	54	+	3	7	10	14	18	22	27	32
80	59	+	4	8	12	17	22	28	33	39
90	65	+	5	10	15	21	27	33	40	48
100	69	+	5	11	17	23	30	37	45	54

c)

Sols à texture moyennement fine										
Surfaces en prairies dans la SAU (%)	Limite actuelle (kg N/ha SAU) 170		180	190	200	210	220	230	240	250
10	8	+	0	0	1	1	1	1	1	1
20	10	+	0	1	1	2	2	2	3	3
30	12	+	1	1	2	2	3	4	4	5
40	15	+	1	2	3	5	6	7	9	10
50	18	+	2	3	5	7	9	12	14	17
60	21	+	2	5	7	10	14	17	21	25
70	25	+	3	6	10	14	18	23	28	34
80	28	+	4	8	13	18	24	31	38	46
90	32	+	5	10	16	23	31	39	49	59
100	35	+	6	12	19	27	36	46	57	70

Les données du tableau 20 montrent que, suivant l'hypothèse faite de l'allocation des effluents d'élevage produits en bâtiment entre surfaces en prairies et surfaces en cultures lors de l'épandage (Tableau 18), le risque de lixiviation sous prairie est d'autant plus important que la proportion de surfaces en prairies dans la SAU est élevée. *A contrario*, il ne faut pas perdre de vue que, plus la part des surfaces en prairies dans la SAU diminue, plus celle des cultures augmente, avec un risque associé de lixiviation du nitrate connu pour être supérieur à celui de la prairie (Peyraud *et al.*, 2012).

Les simulations montrent que le risque de lixiviation sous prairie s'accroit avec le niveau de la limite du plafond d'épandage de façon non négligeable pour des plafonds qui seraient fixés à 240 ou 250 kg N_{org}/ha/an dans les situations où la prairie représente plus de 50% de la SAU (ce qui est généralement le cas dans les 6 départements concernés). En revanche, le risque reste modéré dans le cas de quantités d'azote organique épandable inférieures ou égales à 200-220 kg N_{org}/ha SAU/an : dans la plupart des situations (sols à texture moyenne ou moyennement fine), ce risque reste inférieur à 20-40 kg d'azote supplémentaire lixivié annuellement par hectare de prairie, mais atteint des valeurs plus élevées pour les sols à texture grossière (jusqu'à 40-70 kg N/ha/an). Compte tenu du rôle de la prairie pour tamponner le risque de lixiviation du nitrate sous culture, une augmentation potentielle de la limite d'épandage annuel des effluents d'élevage à l'hectare de SAU doit être associée à une conditionnalité sur la proportion de surfaces en prairies dans la SAU, suffisante pour tamponner le risque de lixiviation du nitrate sous culture. Un seuil minimal de 70%, à l'image de ce qui a été adopté dans d'autres pays européens, pourrait être proposé. Pour définir plus précisément la proportion minimale de prairies dans la SAU que les systèmes d'élevage auraient à respecter pour obtenir la dérogation, il faudrait pouvoir disposer du risque de lixiviation sous culture et ainsi pouvoir chiffrer un risque de lixiviation à l'hectare de SAU. Ce risque supplémentaire à l'échelle de l'ensemble des surfaces de l'exploitation pourrait être approché sur la base des résultats produits par l'étude EFESE-écosystèmes agricoles (Therond *et al.*, 2017) mais n'a pu être calculé dans les temps impartis pour l'étude.

3.5 Forces et faiblesses de l'approche

Ce travail de modélisation, qui repose sur un collectif de scientifiques et d'ingénieurs de l'INRA, a permis de générer des résultats à une échelle spatiale très fine, en prenant en compte, sur la base des informations disponibles, la diversité des situations en termes de prairies, de pratiques, de sols et de climats. Aucune autre étude n'avait jusqu'ici généré des résultats à une résolution aussi fine qui se révèlent utiles et complémentaires aux mesures terrain pour aider à la prise de décisions en lien avec la demande de dérogation à la limite actuelle d'épandage des effluents organiques fixée par la Directive Nitrates. Les différentes visualisations produites offrent la possibilité d'observer, en France, la grande diversité de situations de production des prairies mais aussi les risques environnementaux associés.

Ce travail a aussi été l'occasion de faire progresser la modélisation des prairies avec le modèle PâturSTICS. Dans la plupart des cas, les données simulées sont cohérentes avec les valeurs de production mesurées. Pour autant, comme tout travail de modélisation, celui-ci présente des limites, inhérentes à la fois à la disponibilité et à la qualité des données nécessaires pour faire tourner le modèle, au modèle PâturSTICS lui–même, et aux choix de modélisation. Il est important d'énoncer ces limites pour une utilisation que nous souhaitons prudente de ces résultats de simulation, notamment en ce qui concerne les valeurs absolues des flux de minéralisation, immobilisation, et au final de lixiviation.

Concernant les données d'entrée du modèle, il existe de l'incertitude sur la description des sols, liée d'une part à la faible résolution spatiale et sémantique de la base de données géographique des sols de France, et à l'absence d'information permettant de connaître finement l'azote organique de l'horizon de surface des sols de prairies permanentes et de prairies temporaires. Or, cette teneur en azote organique joue un rôle important et direct dans le modèle sur la minéralisation de l'humus, et par conséquent sur la production des prairies et la lixiviation du nitrate. Les résultats produits sont donc entachés de cette incertitude. De plus, certains sols ont été conservés lors de la sélection des sols majoritaires à simuler par unité pédoclimatique, alors qu'ils ne portent en réalité rarement des prairies. Les modes d'exploitation utilisés pour la description des pratiques actuelles en matière de gestion de l'herbe au sein des régions fourragères reposent sur une description relativement ancienne (enquête Prairies 1998) qui, bien qu'améliorée sur certains points, aurait méritée d'être actualisée, ce qui n'a pas pu être fait faute de temps disponible. D'autres sources de données moins détaillées (enquêtes pratiques agricoles 2006 et 2011) relativisent une partie des valeurs moyennes retenues pour les scénarios modélisés, en particulier dans les zones de plaine les plus intensives. Au-delà, le recoupement de l'information disponible à différentes échelles et l'existence d'une information disponible pour différentes typologies de prairies s'est parfois traduit par de l'information manquante qu'il a fallu combler (par la méthode des plus proches voisins), ce qui génère également de l'incertitude sur les résultats fournis.

En matière de simulation avec le modèle PâturSTICS, les valeurs de la production de biomasse et de l'azote exporté par l'exploitation de l'herbe apparaissent très cohérentes avec les références connues, peut-être légèrement plus élevées, mais avec une bonne restitution des ordres de grandeurs et des dynamiques de production intra-annuelles. La production semble surtout surestimée dans les zones de montagne. Plusieurs raisons peuvent sans doute expliquer cette surestimation. Premièrement, l'existence d'une couverture neigeuse stoppant la croissance pendant plusieurs mois de l'année qui n'est pas prise en compte dans les simulations, même si l'effet des températures basses est déjà comptabilisé. Deuxièmement, l'absence de prise en compte du ruissellement des pluies dans les zones de montagne ou à relief marqué (collines) entraine possiblement une surestimation des réserves en eau disponibles et contribue à surestimer la production dans ces zones. Et enfin, l'effet rémanent des gelées nocturnes et matinales qui ampute la croissance pour plusieurs jours, même si les conditions redeviennent bonnes, n'est pas pris en compte dans le modèle. Un nouveau module permettant de prendre en compte les effets de la couverture neigeuse a récemment été développé (Jégo *et al.*, 2014) mais n'était pas disponible pour les échéances de l'étude. Il pourrait être utilisé pour améliorer la production simulée dans les zones de montagne dans de futurs travaux. Le fait d'utiliser le paramétrage luzerne pour simuler tout type d'associations graminée-légumineuse est aussi une limite de l'étude.

La minéralisation nette simulée de la matière organique avec PâturSTICS, bien que correspondant également aux ordres de grandeurs de valeurs connues, semble surestimée, notamment pour les sols les plus riches en matière organique que l'on retrouve sur massifs anciens (massif armoricain, massif central, Vosges). Les raisons de cette surestimation sont pressenties mais non encore démontrées :

- les formalismes de calcul de la minéralisation sont sans doute moins adaptés pour ce type de sols (Morvan *et al.*, 2015),

- la considération d'une même proportion inerte de la matière organique quel que soit le sol, alors que celle-ci peut varier

- la sous-estimation probable de l'immobilisation d'azote par le modèle, en regard de ce que relate la littérature sur le stockage de carbone sous prairies.

Certains départements directement concernés par la demande de dérogation correspondent à ces situations de minéralisation plutôt surestimées (notamment le Finistère et la Manche, Figure 22), et où le bilan azoté ne correspond pas à un stockage net d'azote (et de carbone associé) au niveau du sol. Les flux d'azote simulés dans ces situations sont d'autant plus surestimés que les pratiques simulées semblent parfois plus intensives que dans la réalité. Des développements apportés à STICS, améliorant la simulation de la minéralisation (Clivot *et al.,* 2017) et de l'immobilisation de la matière organique des sols (Strullu *et al.*, 2014), mais non disponibles pour cette étude, devraient permettre d'améliorer la précision des simulations, en particulier dans ces milieux.

Par ailleurs, certains retours au sol absents ou actuellement sous-estimés par le modèle (sénescence de la matière sèche résiduelle, dégradation de la biomasse racinaire) se traduisent par de faibles valeurs d'immobilisation de la matière organique.

Enfin, les niveaux de lixiviation simulés avec PâturSTICS sont aussi possiblement surestimés, du fait de la minéralisation elle-même surestimée dans certaines situations (Cf. Figure 21 montrant la relation étroite entre les flux simulés de minéralisation et de lixiviation du nitrate) et des faibles niveaux d'immobilisation de la matière organique. De plus, la modélisation des restitutions au pâturage n'intègre pas une répartition hétérogène des restitutions animales au sein de la parcelle et n'est apportée que sur l'espace d'une journée. Ces simplifications pourraient modifier les chiffres de lixiviation fournis, mais probablement à la marge. Toutefois, si les valeurs absolues de la lixiviation sont potentiellement surestimées par le modèle, l'allure de la réponse simulée de la lixiviation à une intensification du pâturage apparait cohérente avec la réponse de type exponentielle construite sur la base de mesures terrain (Vertès *et al.*, 2007 et 2009). L'utilisation des variations simulées de la lixiviation par rapport à la situation des 170 kg N_{org}/ha SAU/an pour quantifier le risque associé à un apport d'azote épandable supplémentaire sur la prairie semble donc pertinente.

En conclusion, on peut penser que les variations relatives simulées de la production, l'exportation d'azote et la lixiviation du nitrate, en réponse aux changements de pratiques, sont cohérents.

4 Conclusions

Dans ce travail, nous nous sommes attachés à (i) rassembler les données disponibles sur la croissance de l'herbe et les quantités d'azote exportées par la prairie, et à (ii) simuler les flux de matière sèche, d'azote et d'eau associés au fonctionnement de la prairie avec une version de recherche de STICS-prairie : PâturSTICS. Cette version du modèle a été développée pour mieux répondre aux objectifs de l'étude, et notamment simuler les restitutions animales au pâturage. Les résultats ont permis de disposer d'une cartographie précise des potentialités de production des prairies et des flux d'azote associés au niveau de chaque région fourragère française, en fonction des principaux types de prairies présents, de leur valorisation et de la diversité des conditions de sol et de climat. Les simulations ont également permis de quantifier l'effet d'une augmentation de l'azote organique épandu sur le risque de lixiviation du nitrate sous prairie, et de fournir ainsi des éléments pour proposer un nouveau seuil à la limite actuelle d'épandage des effluents organiques (170 kg N_{org}/ha SAU/an).

Les données issues des réseaux de suivi de croissance d'herbe et de la modélisation sont globalement cohérentes et montrent clairement que de nombreuses prairies prélèvent nettement plus que 170 kg N/ha/an, et ce, dans de nombreuses régions. Des quantités d'azote exportées bien supérieures à 220 kg N/ha/an (et même 250 kg N/ha/an) sont observées. On peut distinguer de grandes régions au sein desquelles :

- la prairie est très productive. C'est notamment le cas d'une grande partie de la façade Nord-Ouest, mais aussi une partie des Ardennes, le Pays Basque et le Nord des Alpes.

- la productivité est faible et la prairie est loin de pouvoir valoriser 170 kg N/ha/an. C'est notamment le cas d'une grande partie du Centre (voire d'une partie Sud des Pays-de-Loire), et de zones de montagne.

- la productivité est intermédiaire comme le Limousin ou certains territoires du Grand Nord-Est.

Il existe toutefois au sein de ces territoires une forte hétérogénéité qui est bien mise en évidence par les données de modélisation et les cartes élaborées, ainsi que par les données des réseaux. Par exemple, on a observé des niveaux d'exportation d'azote égaux ou supérieurs à 250 kg N/ha/an dans les territoires bretons et de Basse-Normandie, les plus favorables à la pousse de l'herbe, ainsi que dans le nord des Pays-de-Loire, alors que des exportations de 200 kg N/ha/an ou moins sont observées pour les zones les plus défavorables en Bretagne (zones à printemps froids et séchantes en été), et dans le Sud des Pays-de-Loire (sécheresse estivale). Ces différences s'expriment aussi au sein d'un même département.

La lixiviation du nitrate sous prairie est globalement modérée avec des quantités d'azote lixivié le plus souvent inférieures à 50-75 kg N/ha/an avec toutefois quelques « hots spots » de lixiviation (Sud Finistère, certaines zones des Vosges, les Pyrénées) qui sont aussi souvent des zones à fort drainage et à sols riches en matière organique. Rappelons ici qu'il s'agit des flux de nitrate sous prairie, qui n'intègrent donc pas les autres utilisations de la SAU. Dans le cas des 6 départements pour lesquels une demande de dérogation au plafond des 170 kg N_{org}/ha SAU/an est envisagée (à savoir les départements bretons, la Manche et la Mayenne), les simulations montrent que, si le risque de lixiviation sous prairie s'accroit avec la valeur du plafond d'épandage, ce risque reste modéré dans le cas de quantités d'azote organique épandable inférieures ou égales à 200-220 kg N_{org}/ha SAU/an. Dans la plupart des situations (sols à texture moyenne ou moyennement fine), ce risque reste inférieur à 20-40 kg d'azote supplémentaire lixivié annuellement par hectare de prairie. Il atteint des valeurs plus élevées pour les sols à texture grossière (jusqu'à 40-70 kg N/ha/an) mais ces sols sont peu présents dans les départements concernés.

A l'issue de ce travail nous disposons d'informations suffisamment solides pour soutenir une demande dérogation au plafond de 170 kg N_{org}/ha SAU/an, dans le cas des 6 départements envisagés. Pour limiter les risques, il faudra associer la demande de dérogation au respect d'une proportion minimale de surfaces en prairies dans la SAU permettant de tamponner le risque d'accroissement de la lixiviation sous cultures. Notre travail ne permet pas de fixer précisément cette proportion mais on peut penser qu'un seuil minimal de 70-75% est souhaitable pour un plafond de 200-220 kg Norg/ha (on pourrait aussi imaginer en complément un incrément linéaire au delà de 70% de prairies dans la SAU avec, par exemple, un plafond s'accroissant de 10 kg pour une augmentation de

la proportion de surfaces en prairies de 10%). Un seuil assez élevé de prairies dans la SAU favorisera aussi la pratique du pâturage, qui est souhaitée par les consommateurs, et permettra de réduire les émissions d'ammoniac, plus faibles au pâturage qu'en bâtiment.

Au-delà des 6 départements envisagés pour la demande de dérogation, notre étude montre que d'autres zones bien arrosées (notamment des zones de piémont productives) présentent également de forts niveaux d'exportation d'azote avec un accroissement probablement modéré du risque de lixiviation du nitrate, et pourraient également prétendre à une dérogation au plafond de 170 kg N_{org}/ha SAU/an.

5 Références bibliographiques

Bessou C., Mary B., Léonard J., Roussel M., Gréhan E., Gabrielle B., 2010. Modelling soil compaction impacts on nitrous oxide emissions in arable fields. European Journal of Soil Science, 61, 348-363. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01243.x

Bloor J.M.G. Jay-Robert J., Le Morvan A., Fleurance G., 2012. Déjections des herbivores domestiques au pâturage : caractéristiques et rôle dans le fonctionnement des prairies. INRA Prod. Anim., 25, 45-56.

Brisson N., Gary C. *et al.* (2003): "An overview of the crop model STICS", Europ. J. Agronomy, 18, 309-332.

Clivot H., Mary B., Valé M., Cohan J.-P., Champolivier L., Piraux F., Laurent L., Justes E., 2017. Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems Soil Biology and Biochemistry, 111, 44-59

Cutullic, E., Bannink, A., Carli, J., Crompton, L., Doreau, M., Edouard, N., Faverdin, P., Jurjanz, S., Klop, A., Mills, J., Moorby, J., Noziere, P., Reynolds, C., Van Vuuren, A., Peyraud, J.L. (2013). Nitrogen partitioning into faeces, urine and milk of dairy cows according to feeding strategy. In: Book of Abstracts of the 64th Annual Meeting of the European Federation of Animal Science (p. 579). Annual Meeting of the European Association for Animal Production, 19. Presented at 64. Annual Meeting of the European Federation of Animal Science (EAAP), Nantes, FRA (2013-08-26 - 2013-08-30). Wageningen, NLD: Wageningen Academic Publishers. http://prodinra.inra.fr/record/254845

Cruz P., Theau J.-P., Lecloux E., Jouany C., Duru M.., 2010. Functional typology of perennial forage grasses: a classification based on several characteristics. Fourrages, 201, 11-17

Delaby L., Lucbert J., 1999. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager- influence de l'alimentation et du niveau de production. Paris, FRA : Ministère de l'environnement-Mission eaux-nitrates, 18 p. http://prodinra.inra.fr/record/52936

Defrance P., Delaby L., Seuret J.M. (2004) Mieux connaître la densité de l'herbe pour calculer la croissance, la biomasse d'une parcelle et le stock d'herbe disponible d'une exploitation. Renc. Rech. Ruminants, 11, 291-294

Donet I., Le Bas C., Ruget F., Rabaud V., 2001. Informations et Suivi Objectif des Prairies – guide d'utilisation, Chiffres et Données Agriculture n°134, mars 2001. 55 pages.

Durand Y., Brun E., Mérindol L., Guyomarc'h G., Lesaffre B., Martin E., 1993. A meteorological estimation of relevant parameters for snow models, A. of Glaciol., 18, 65-71.

Duru M., Justes E., Langlet A., Tirilly V., 1993. Comparaison des dynamiques d'apparition et de mortalité des organes de fétuque élevée, dactyle et luzerne (feuilles, talles et tiges), Agronomie, 13,237-252.

Faverdin P., Vérité R., 1998. Utilisation de la teneur en urée du lait comme indicateur de la nutrition protéique et des rejets azotés chez la vache laitière. Renc. Rech. Ruminants, 5, 209-212.

Gastal F., Lemaire G., 2002. N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. Journal of Experimental Botany 53, 789-799.

Hentgen A., 1982. Une méthode pour améliorer la connaissance de la production disponible des surfaces herbagères au niveau national, Fourrages, 92, 15-49.

Jamagne M., Hardy R., King D., Bornand M., 1995. La base de données géographiques des sols de France. Etude et gestion des sols, 2, 3, 153-172.

Jégo G, Chantigny M, Pattey E, Belanger G, Rochette P, Vanasses A, Goyer C., 2014. Improved snow-cover model for multi-annual simulations with the STICS crop model under cold, humid continental climates. Agric For Meteorol,195–196:38–5

Morvan, T., Beff L., Lambert Y., Beaudoin N., Mary B., Valé M., Chaussod R., Louis B., Grall J., Hanocq D., Germain P., Cohan J.P., 2015. Minéralisation de l'azote des sols (Ouest) : résultats du projet "Mh" Congrès GEMAS-COMIFER, 1-11.

Mulder V.L., Lacoste M., Richer-de-Forges A.C., Martin M.P., Arrouays D., 2016. National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France, Geoderma, 263, 16-34, ISSN 0016-7061, http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.035.

Ruget F., Novak S., Granger S., 2006. Du modèle STICS au système ISOP pour estimer la production fourragère. Adaptation à la prairie, application spatialisée. Fourrages, 186, 241-256.

Peyrard C., Ferchaud F., Mary B., Gréhan E., Léonard J., 2017. Management Practices of Miscanthus × giganteus Strongly Influence Soil Properties and N2O Emissions Over the Long Term. BioEnergy Research, 10, 208-224. 10.1007/s12155-016-9796-1

Peyraud, J.L., Le Gall, A., Delaby, L., Faverdin, P., Brunschwig, P., Caillaud, D., 2009. What will be tomorrow the forage systems and the types of dairy cow breeds? Fourrages, 197, 47-70. http://prodinra.inra.fr/record/33086

Peyraud J.L., Cellier P., 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., Kuikman K., Langlais A., Le Goffe P., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Réchauchère O., Rochette P., Vertes V., Veysset P., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages : Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, rapport INRA (France), 527 p.

SCEES, 2000. Les prairies en 1998, Agreste, Chiffres et données Agriculture, 128, 73 p.

Spanghero M., Kowalski Z.M., 1997. Critical analysis of nitrogen balance experiments with lactating cows. Livestock Production Science 52, 113- 122.

Strullu L., Beaudoin N., de Cortàzar Atauri I.G., Mary B., 2014.Simulation of Biomass and Nitrogen Dynamics in Perennial Organs and Shoots of *Miscanthus*×*Giganteus* Using the STICS Model. Bioenerg. Res.,7, 1253-1269

Theau J.P., Coleno F.C., Duru M., Rauzy Y., 1998. L'utilisation de l'herbe pâturée et fauchée en référence au potentiel de production des prairies, Fourrages, 156, 589-601.

Therond, O., Tichit, M., Tibi, A. (coordinateurs). 2017. Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE. Rapport d'étude, Inra (France) 900 pages.

Vertès F., Simon J.-C., Laurent F., Besnard A., 2007. Prairie et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. Fourrages, 192, 423-440.

Vertès F.; Simon J.C.; Giovanni C.; Grignani M.; Corson M. S.; Durand, P.; Peyraud, J.L. 2009. Flux de nitrate dans les élevages bovins et qualité de l'eau : variabilité des phénomènes et diversité des conditions. Communication Académie d'Agriculture. Ed. IDELE, 6-26

6 Annexes

6.1 Annexe 1 : Rappel des travaux antérieurs sur la modélisation de la production des prairies

ISOP, valeurs rapportées à une moyenne historique (28 ans)

L'estimation de la production des prairies, réalisée pour le ministère de l'Agriculture (SSP), est réalisée à l'aide du système ISOP, construit conjointement par l'INRA, le SSP et Météo-France. Les sorties sont publiées à l'échelle de la Région Fourragère (RF) pour les prairies permanentes et pour les prairies temporaires, en valeurs relatives à une moyenne pluriannuelle. Les calculs prennent en compte un climat estimé pour chaque RF, les types de sols et les pratiques selon leurs proportions dans les Régions Fourragères. Les pratiques (nombre de coupes et fertilisation) ont été estimées à partir d'une enquête représentative réalisée par le SCEES en 1998 sur les pratiques utilisées pour les prairies (8800 enquêtes). Les sols sont les sols représentatifs des RF, leurs propriétés ont été estimées à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France au millionième, donc la source d'information sur les sols est la même que dans ce projet, à la différence près que des règles de pédotransfert supplémentaires ont été appliquées et que les teneurs en azote organique des sols ont été estimées à partir d'une autre base (Mulder *et al.*, 2016) .

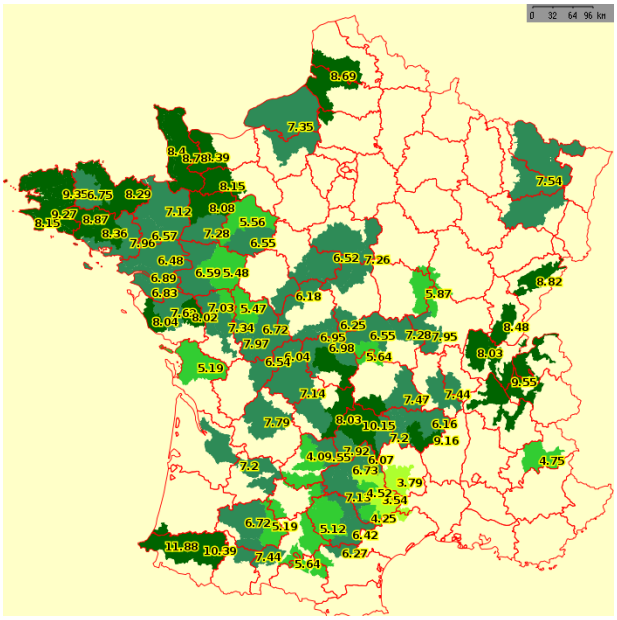
Les cartes présentées (Figure 28) sont celles des valeurs absolues des productions annuelles (en t MS/ha) des prairies temporaires et permanentes, moyennées sur la période 1982-2009. Ces simulations ne fournissaient pas les quantités d'azote. Sur la base d'une teneur moyenne en azote de 25 g/kg MS, les prairies produisant plus de 8,0 et 9,2 t MS/ha, conduisent à des quantités d'azote exportées de respectivement 200 et 230 kg N/ha/an. Pour les mêmes niveaux d'azote exporté, des valeurs de 6,6 et de 7,0 t MS/ha seraient à retenir pour des herbes contenant en moyenne 30 g N/kg MS, ce qui est sans doute une valeur maximale.

Les régions les plus productives sont assez semblables entre les 2 types de prairies à l'exception notable des Pays-de-Loire où les prairies semées apparaissent sensiblement plus productives que les prairies permanentes (écart de 1 t MS/ha/an ou plus entre les deux types de prairies, notamment vers la côte Ouest) sans doute du fait que les prairies permanentes sont limitées aux zones difficiles dans cette région d'élevage plutôt intensif. Les zones les plus productives sont le Pays Basque avec des productions de 10 à 11 t MS/ha, la zone Nord-Ouest (Picardie, Normandie, Bretagne) avec des rendements variant dans la plupart des régions fourragères entre 7,5 et 9 t MS/ha/an (à l'exception du Sud de l'Ille-et-Vilaine). Les productions sont aussi élevées dans le Jura où elles dépassent souvent 8 t MS/ha/an. Les autres zones de montagne arrosées (Alpes du Nord, Ouest du Massif central) ainsi que certains piémonts (Bresse au pied du Jura, pied des Pyrénées) apparaissent aussi comme moyennement productives avec des rendements variant entre 6 et 7,5 t MS/ha/an. Toutefois, il est possible que certaines de ces valeurs soient en partie surestimées, à cause d'une moins grande efficacité des pluies pour cause de ruissellement en montagne, qui est un phénomène non pris en compte par le modèle. Les simulations réalisées dans les Vosges, le centre de la France (en y incluant le sud des Pays-de-Loire) et le sud des Alpes mettent en évidence des productions plus faibles, dépassant rarement 6 t MS/ha/an.

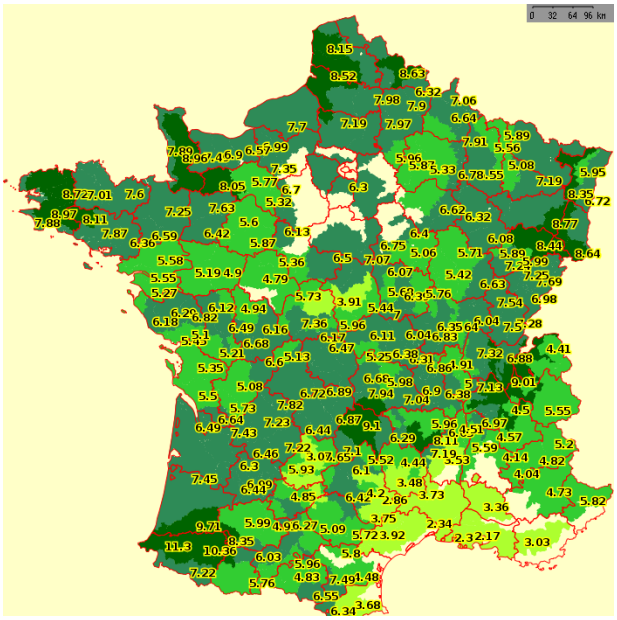
On peut noter qu'en Bretagne, région disposant de la plus longue chronologie de mesures *in situ* de la production d'herbe, les données issues des modélisations ne sont pas très sensiblement différentes de celles obtenues par les réseaux de suivi de croissance de l'herbe, les données des simulations variant de 6,5 à 9,3 t MS/ha/an ce qui recouvre bien les données issues des réseaux de croissance (de 6,5 à 10 t MS/ha/an). En Franche-Comté, quelques données issues de la modélisation sont un peu plus faibles que celles établies par le réseau de suivi de croissance. Ces premiers résultats sont encourageants.

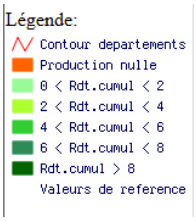
Figure 28 : Cartographie de la croissance de l'herbe en France selon ISOP

Prairies temporaires



Prairies permanentes

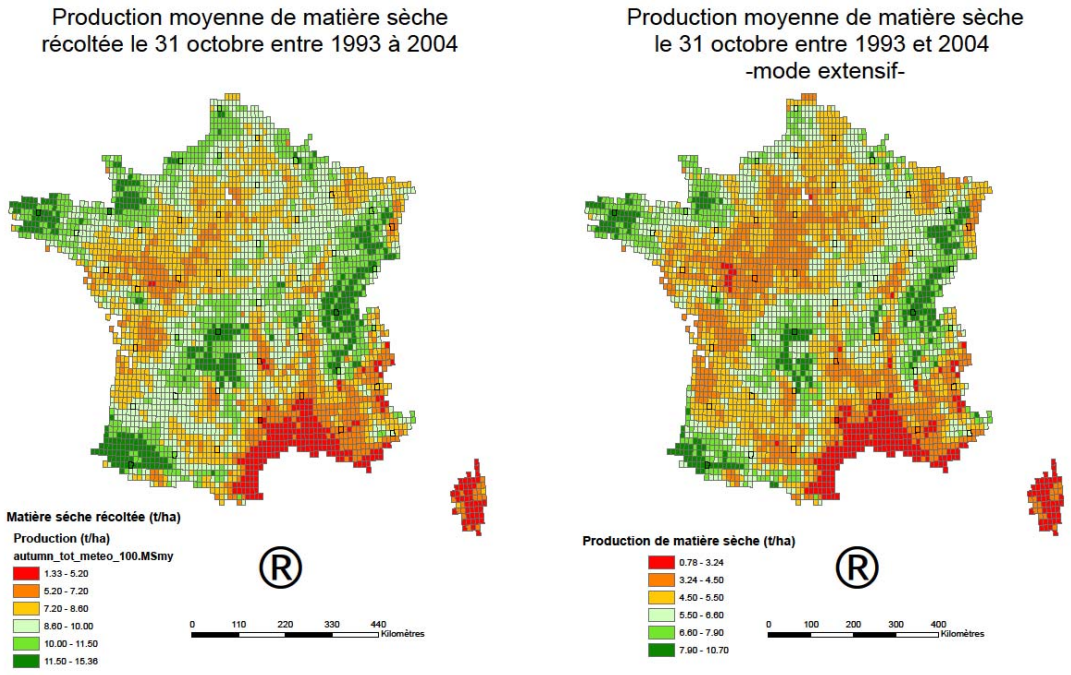




IPP : valeurs annuelles moyennes sur 12 années

L'estimation IPP a été réalisée à l'échelle de mailles géographiques (0,125° x 0,125°) plus fines que les régions fourragères, avec une définition des sols faite sur le même principe que celle d'ISOP (Base de Données Géographique des Sols de France au millionième et représentativité spatiale) et des modes d'exploitation simplifiés : un mode extensif (une à 2 coupes par an) et un mode intensif (3 à 4 coupes par an avec fertilisation azotée à chaque coupe). Comparativement aux simulations pour ISOP, la productivité en montagne y a été réduite par diminution de l'efficience de conversion du rayonnement intercepté aux basses températures, c'est-à-dire une diminution de la photosynthèse nette aux températures basses. De plus, la production a été considérée jusqu'à fin octobre, que la date de fauche ait été atteinte ou non, ce qui augmente légèrement les valeurs globales (Figure 29).

Figure 29 : Cartographie de la croissance de l'herbe en France selon IPP



Les cartes de la figure 29 font apparaître à peu près les mêmes zones ayant les productions les plus élevées, à savoir le Pays Basque, la zone Nord-Ouest (Picardie, Normandie, Bretagne), le Jura et le Nord des Alpes ainsi que les piémonts ouest du Massif central et les Ardennes. Dans ces territoires, les prairies exploitées intensivement conduisent à des productions estimées de plus de 10 t MS/ha/an, alors que les prairies exploitées de manière extensive produisent plus de 6 t MS/ha/an. Des productions comprises entre 7 et 8 t MS/ha/an s'observent aussi pour les prairies exploitées sur le mode intensif dans une partie des Pays-de-Loire.

6.2 Annexe 2 : Simulation des restitutions fécales et urinaires des bovins au pâturage

Les restitutions fécales sont simulées par un apport organique de type lisier bovin paramétré dans le cas d'animaux recevant une ration herbagère (avec des paramètres de décomposition fournis spécifiquement à partir de mesures de minéralisation faites en laboratoire par T. Morvan, *cf.* thèse de X. Chardon, p 100) et les restitutions urinaires par un apport minéral (apporté sous forme d'urée, composant majoritaire de l'urine). La décomposition des restitutions fécales est semblable à celles des autres résidus organiques apportés en surface. Ce métamodèle a été calibré pour des vaches laitières ingérant 17 kg d'herbe/j, produisant 25 kg/j d'un lait contenant 31 g/kg de protéines. Un paramétrage a aussi été développé pour les vaches allaitantes ingérant 18 kg/j d'herbe (cette ingestion tient compte du veau), produisant 7 kg/j d'un lait contenant 33 g/kg de protéines. Il n'a été utilisé et évalué jusqu'ici que dans le cas de vaches laitières.

6.2.1 Restitutions fécales

La quantité d'azote produite par les restitutions fécales des animaux est calculée à partir de la quantité d'herbe récoltée (i.e. ingérée) sur la base des travaux de Cutullic *et al.* (2013) dans le cadre du projet Européen Rednex. Elle est rapportée à une quantité de fèces frais (q_{res}, définie en t MF/ha, variable attendue par le modèle) en faisant l'hypothèse d'un contenu en azote total des fèces constant et égal à 2,87 % MF (d'après Bloor et al., 2012). Cette quantité de fèces est diminuée de la part des restitutions animales hors parcelle (salle de traite, bâtiments, chemins, etc.), estimée à 20% par les experts, mais dont la valeur est modulable (paramètre *pertes_restit_ext*). Certains paramètres nécessaires à STICS pour décrire les caractéristiques du lisier de bovin mimant les restitutions fécales sont considérés constants, et reflètent une ration exclusivement à base d'herbe. Il s'agit des contenus en carbone, en azote minéral et en eau des fèces (respectivement *Crespc*, *Nminres*, *eaures*, Tableau 21).

*qres = (1/(1-eaures/100)*100/2.87*coef_calcul_qres/1000*msrec_fou)*(1-pertes_restit_ext)*

où :

- eaures est le contenu en eau des fèces (% MF)
- msrec_fou est la quantité d'herbe récoltée en t MS/ha/an
- coef_calcul_doseN permet de calculer l'azote fécal à partir de la biomasse ingérée (relation linéaire): coef_calcul_doseN vaut 7,53 pour les vaches laitières et allaitantes avec des régimes exclusivement herbagers
- pertes_restit_ext est la part des restitutions animales hors parcelle (%)

Le ratio C/N des fèces (CsurNres) est calculé chaque jour à partir de la matière azotée totale (MAT) et donc la teneur en azote de l'herbe ingérée (CNplante, MAT = 6,25 x CNplante, Figure 30). La relation suivante a été établie sur les données de la base de données de Faverdin et Vérité (1998):

CsurNres = -80,847x6,25x CNplante /100 +32,201

Figure 30. Relation entre le ratio C/N des fèces et de la teneur en protéine de l'herbe ingérée

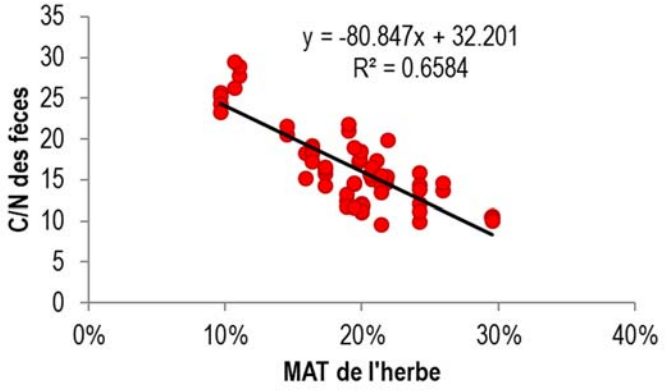


Tableau 21. Caractéristiques des restitutions fécales

Paramètre	Description	Valeur	Unité
Qres	quantité (fraiche) de fèces restituée au sol	calculée	t MF/ha
Crespc	Teneur en carbone des fèces (relativement à qres)	7,4	% MF
CsurNres	Ratio C/N des fèces	calculé	$g.g^{-1}$
Nminres	Teneur en azote minéral des fèces (relativement à qres)	0,045	% MF
eaures	Contenu en eau des fèces (relativement à qres)	87	% MF

6.2.2 Restitutions urinaires (pissats)

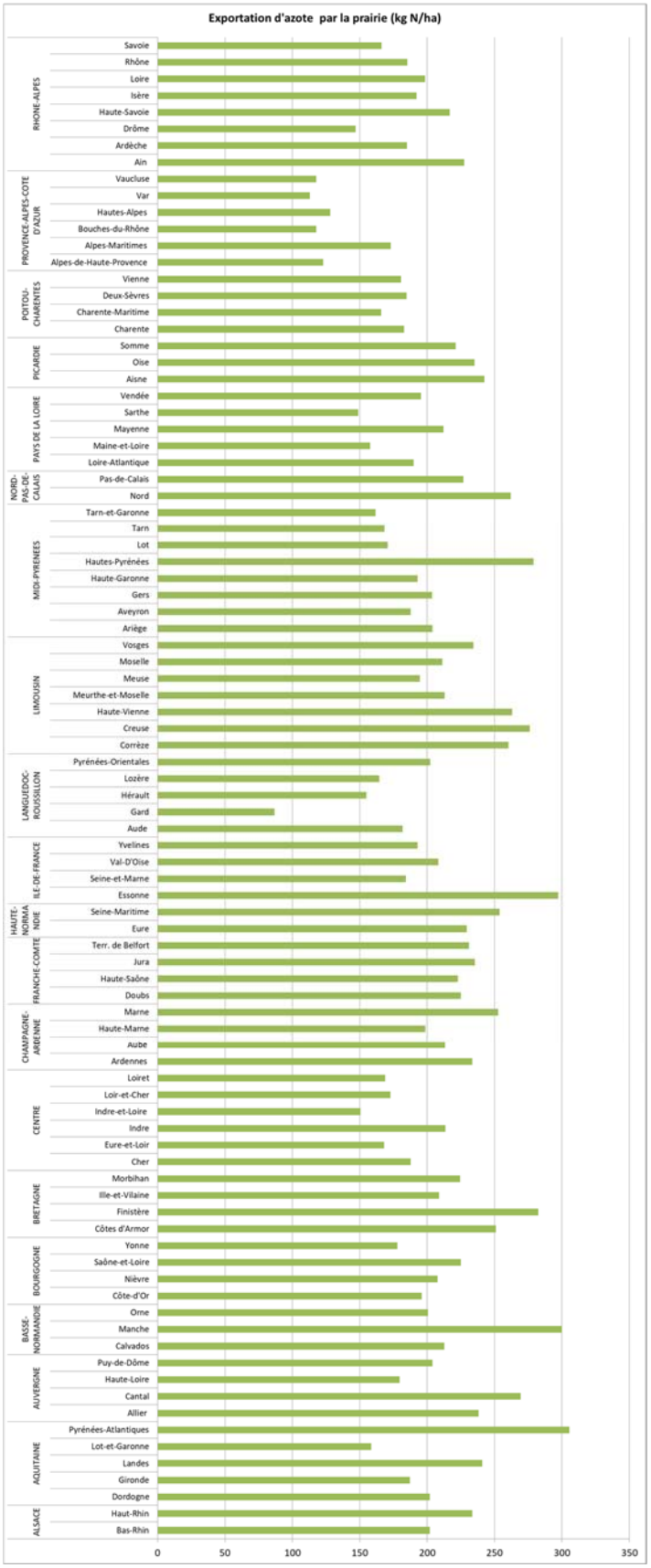
Afin de calculer l'azote restitué par les pissats des animaux, un métamodèle a été construit basé sur un bilan de l'utilisation de l'azote par l'animal (Faverdin et Vérité, 1998). L'azote urinaire est calculé comme la différence entre l'azote ingéré par les animaux (calculé comme le produit de la quantité ingérée et de sa teneur en azote), et l'ensemble des sorties d'azote, parmi lesquelles les restitutions fécales (dont le calcul est explicité ci-dessus), l'azote exporté dans le lait (calculé en faisant l'hypothèse d'une production de lait et d'un taux protéique du lait fixés, *cf.* ci-dessus). Ce bilan fait l'hypothèse d'un déficit journalier du bilan azoté à l'échelle de l'animal de 20,6 g N par animal (Spanghero et Kowalski, 1997). Sur la base de ces hypothèses, il est possible de calculer les restitutions urinaires à partir uniquement de la quantité d'herbe pâturée (i.e. récoltée) et de sa richesse en azote (variable CNplante). La quantité d'azote restituée au sol par l'urine (anit_uree, en kg N/ha) est calculée comme suit:

anit_uree = ((CNplante x 10.-coef_calcul_doseN) x msrec_fou) x (1-pertes_restit_ext)

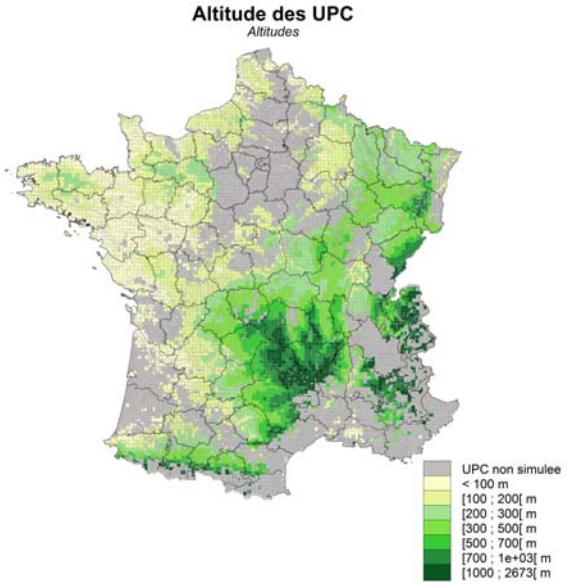
où :

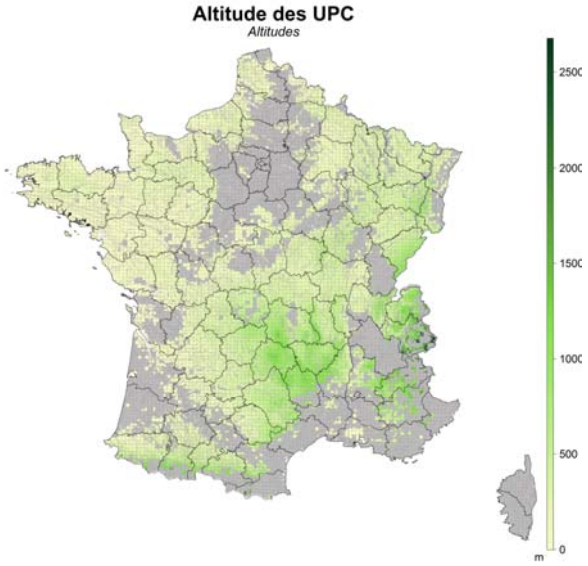
- CNplante est la teneur en azote de l'herbe (kg N/kg MS)
- coef_calcul_doseN correspond à l'ordonnée à l'origine de la relation linéaire prédisant y = la pente de la relation liant l'azote urinaire avec la quantité d'herbe ingérée (variable msrec_fou), à partir de x = l'azote de l'herbe (variable CNplante). Ainsi, à même quantité d'herbe ingérée, plus la richesse en azote de l'herbe est grande, plus la quantité d'azote restituée dans l'urine est élevée
- msrec_fou est la quantité d'herbe récoltée en t MS/ha/an

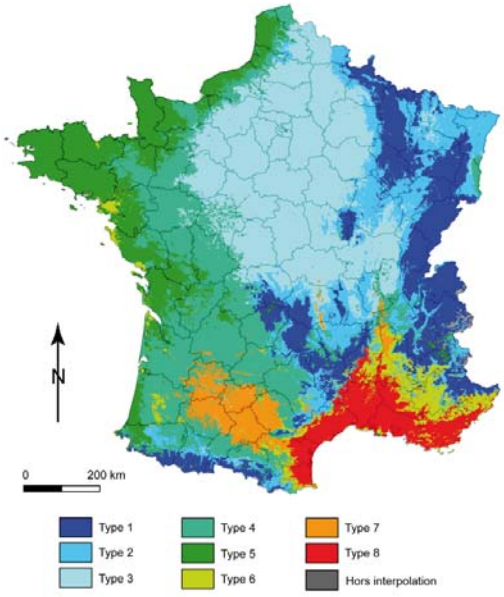
6.3 Annexe 3 : Moyennes départementales des quantités d'azote exportées par l'herbe



6.4 Cartes de résultats complémentaires

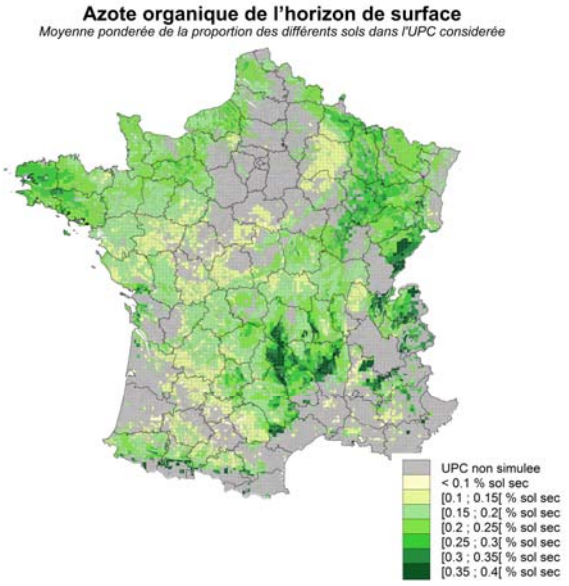


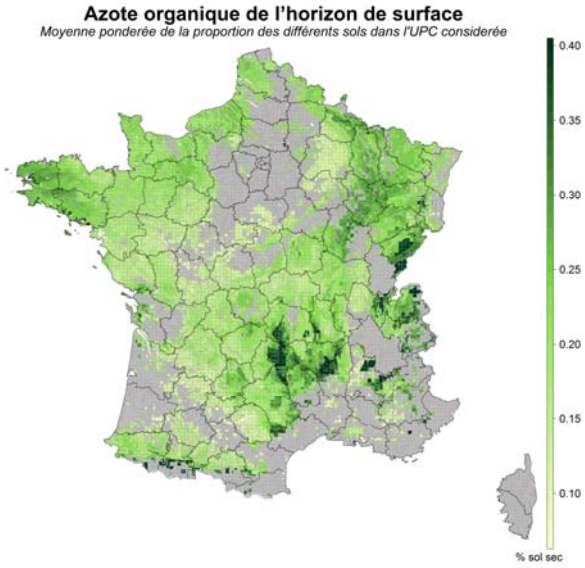




Typologie de 8 climats
Extrait de Joly et al. 2010, European Journal of Geography (http://cybergeo.revues.org/23155)

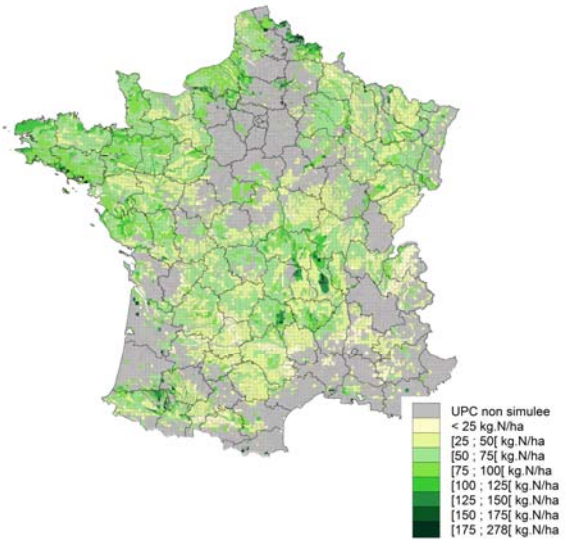
- **Climats de montagne**
- **Climat semi continental & climat des marges montagnardes**
- **Climat océanique dégradé des plaines du centre et du Nord**
- **Climat océanique altéré**
- **Climat océanique franc**
- **Climat méditerranéen altéré**
- **Climat du bassin du Sud-Ouest**
- **Climat méditerranéen franc**





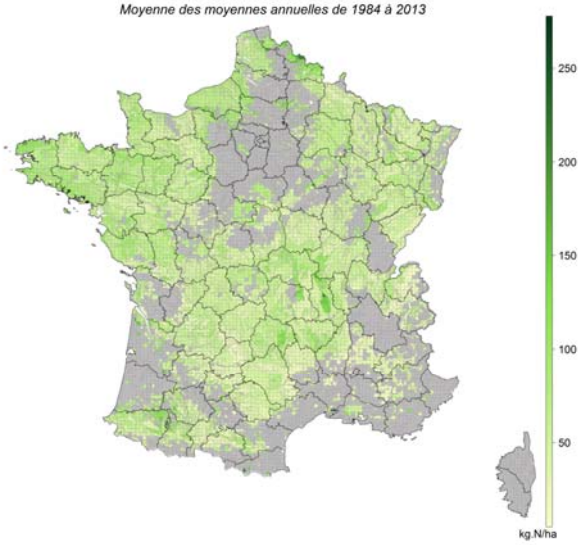
Azote minéral du sol

Moyenne des moyennes annuelles de 1984 à 2013

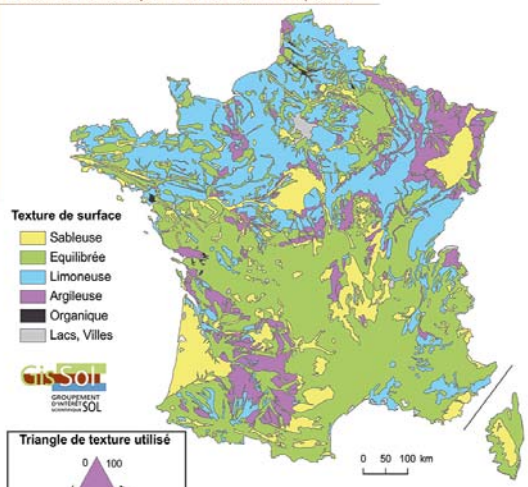


Azote minéral du sol

Moyenne des moyennes annuelles de 1984 à 2013



La texture des horizons supérieurs du sol en France métropolitaine

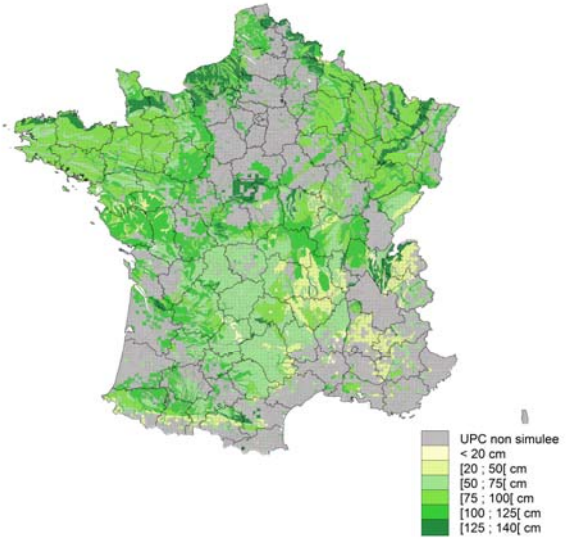




Source : Inra, Base de données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000, 1998.

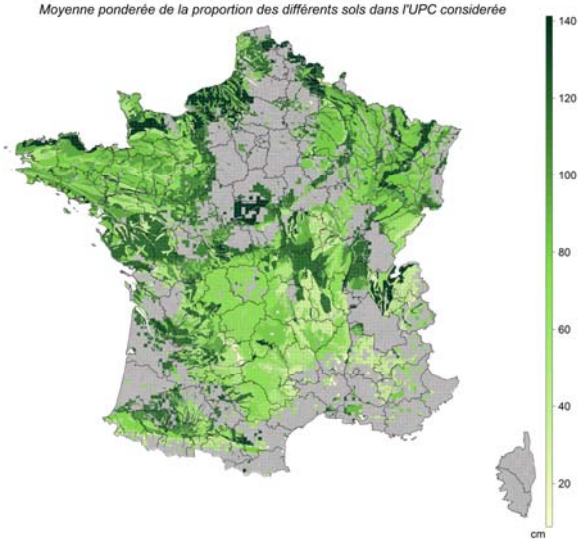
Profondeur du sol

Moyenne ponderée de la proportion des différents sols dans l'UPC considerée



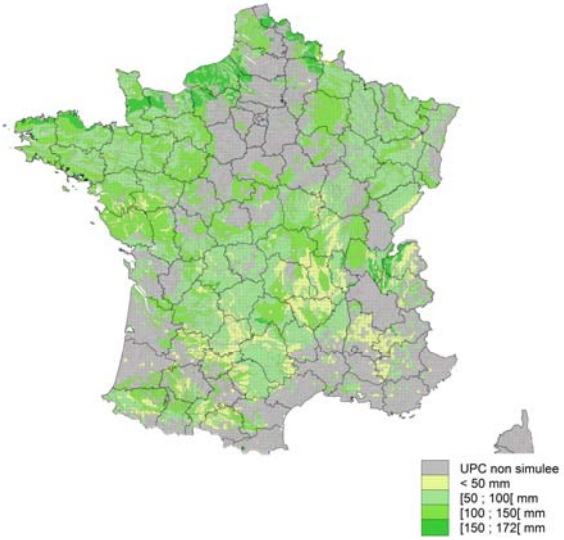
Profondeur du sol

Moyenne ponderée de la proportion des différents sols dans l'UPC considerée



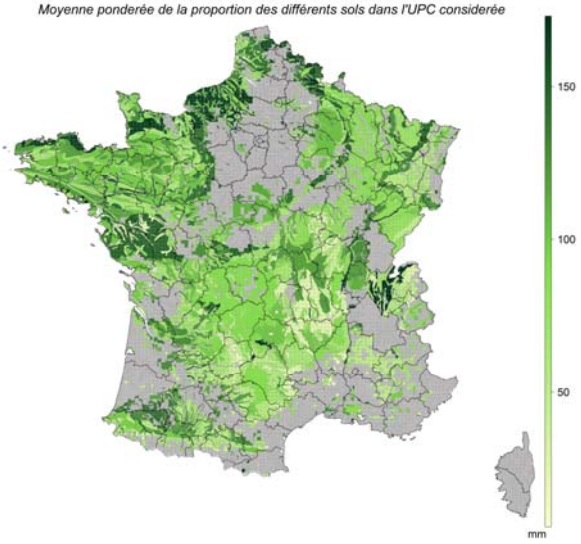
Réserve en eau utile du sol

Moyenne ponderée de la proportion des différents sols dans l'UPC considerée



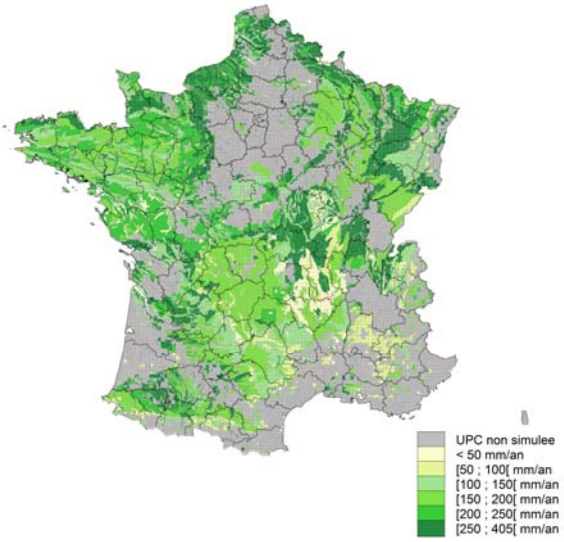
Réserve en eau utile du sol

Moyenne ponderée de la proportion des différents sols dans l'UPC considerée



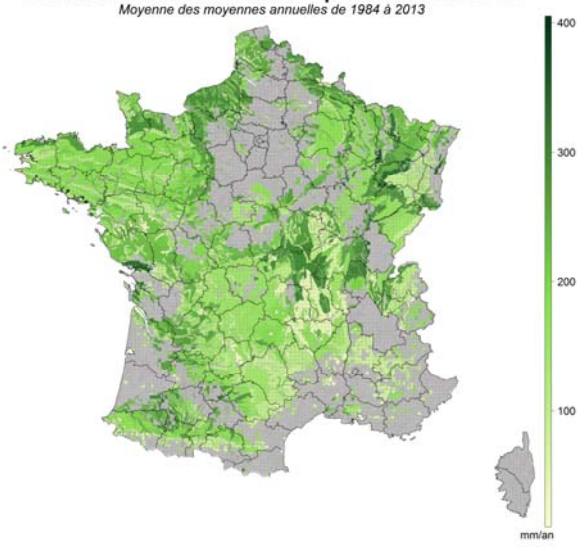
Contenu en eau du sol sur une profondeur de 1.1 m

Moyenne des moyennes annuelles de 1984 à 2013



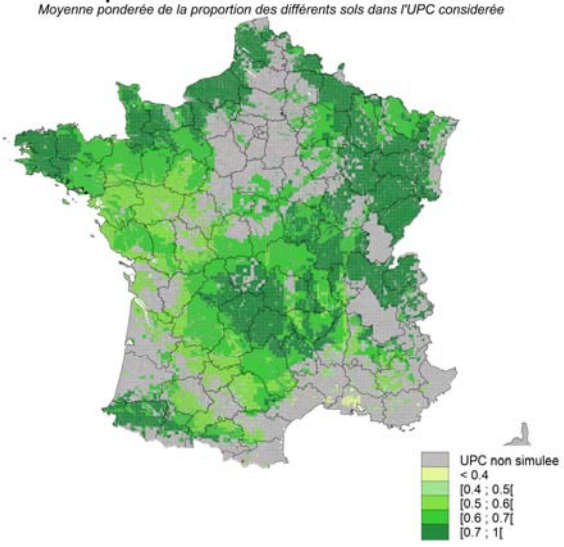
Contenu en eau du sol sur une profondeur de 1.1 m

Moyenne des moyennes annuelles de 1984 à 2013



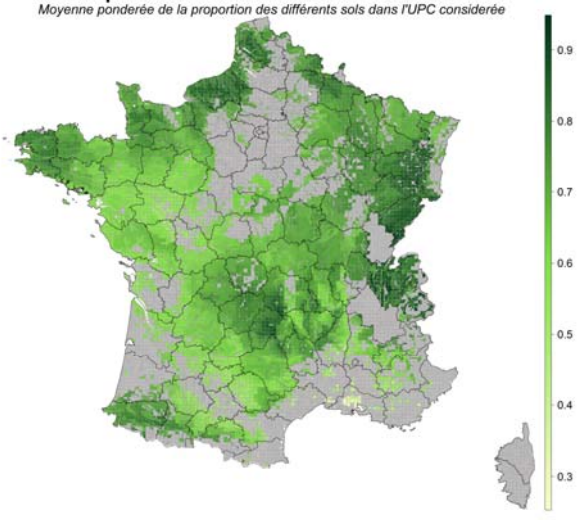
Part de l'eau disponible pour la croissance des prairies, sur la profondeur de sol accessible aux racines

Moyenne ponderée de la proportion des différents sols dans l'UPC considerée

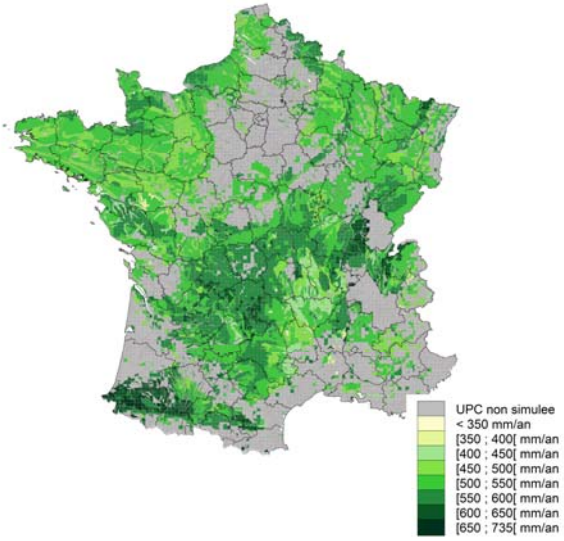


Part de l'eau disponible pour la croissance des prairies, sur la profondeur de sol accessible aux racines

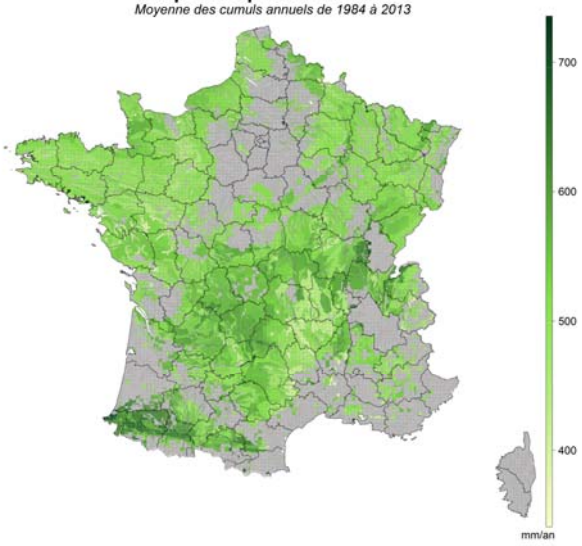
Moyenne ponderée de la proportion des différents sols dans l'UPC considerée



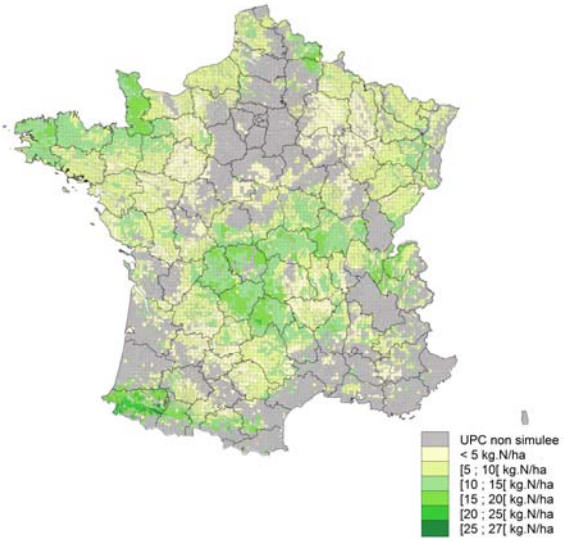
Evapotranspiration annuelle
Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



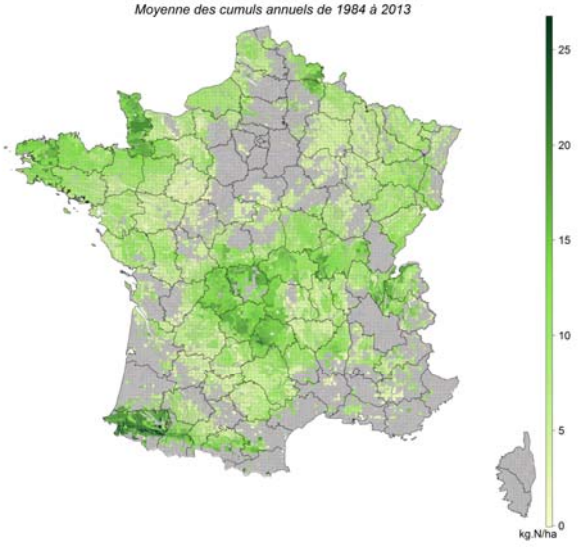
Evapotranspiration annuelle
Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



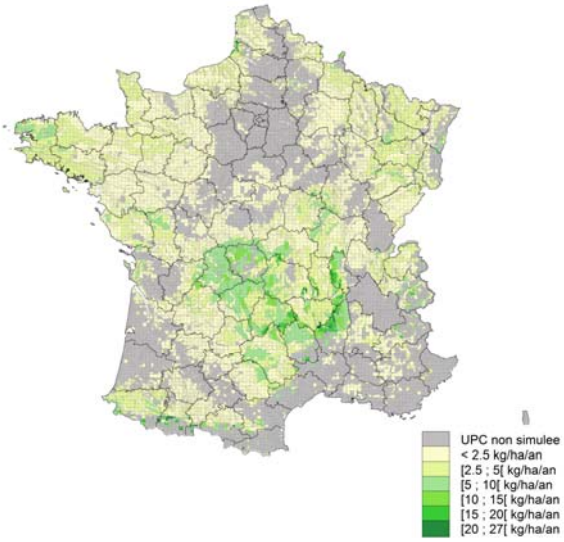
Restitutions fécales annuelles
Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



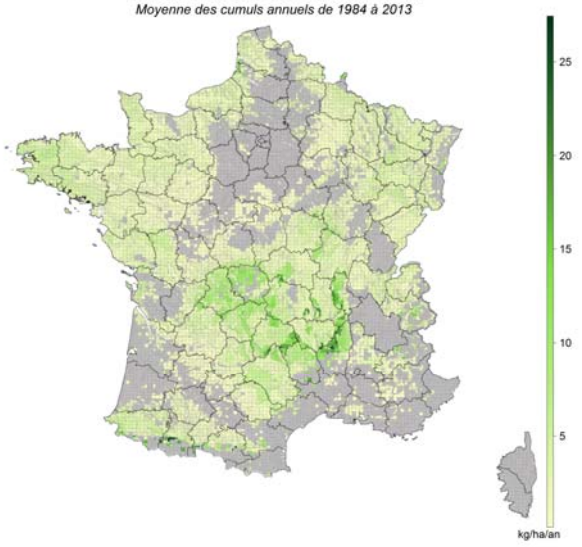
Restitutions fécales annuelles
Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



Emissions annuelles de N-N2O
Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



Emissions annuelles de N-N2O
Moyenne des cumuls annuels de 1984 à 2013



Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
ET DE
L'ALIMENTATION

Photographie de couverture : Luc Delaby

INRA
SCIENCE & IMPACT

147, rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07
France

Tél. : + 33(0) 1 42 75 90 00
www.inra.fr