

Performances des rotations à base de cultures fourragères en termes de gaz à effet de serre (GES) et bilan de carbone

A. Chabbi^{1,2}, N. Senapati¹, A., Giostri¹, M. Carrozi², F. Gastal³, F. Vertès⁴, S. Recous⁵, K. Klumpp⁶,
R.S. Massad² et C. Rumpel²

1 : INRA centre Poitou-Charentes, Unité de Recherches Pluridisciplinaires sur la Prairie et les Plantes Fourragères, abad.chabbi@lusignan.inra.fr

2 : INRA, UMR ECOSYS, Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes

3 : INRA, UE FERLUS, 86600 Lusignan

4 : INRA, UMR SAS, 4 rue Stang Vihan, F-29000 Quimper

5 : INRA, UMR FARE, 2, Esplanade R. Garros, F-51100 Reims

6 : UREP Site de Crouel - 63039 Clermont-Ferrand

Résumé

Une nécessité d'accroître la production agricole à travers le monde pour assurer la sécurité alimentaire semble être en contradiction avec l'urgence de réduire les impacts environnementaux négatifs de l'agriculture intensive. Dans toutes les régions du monde, une forte uniformisation est en cours en réponse aux contraintes socio-économiques des filières agricoles liées aux économies d'échelle. Le problème posé par l'agriculture intensive actuelles n'est pas tant son trop fort niveau d'intensification que son niveau trop faible de diversité des systèmes agricoles. Il s'agit donc non pas de diminuer le niveau de productivité, mais d'augmenter la diversité intra et inter-systèmes agricoles. Ainsi, par l'amélioration de la diversité au sein des systèmes agricoles, il devrait être possible de concilier haute quantité et la qualité de la production alimentaire avec la qualité de l'environnement. Nous suggérons que les systèmes intégrés agriculture-élevage sont une stratégie appropriée pour accroître la diversité. Les interactions spatiales et temporelles entre Prairies et Cultures annuelles peuvent fournir les bases pour des systèmes agricoles durables. Les résultats expérimentaux de longue durée illustrent le potentiel de ces systèmes pour séquestrer potentiellement le carbone dans le sol, réduire et contrôler flux vers l'atmosphère et l'hydrosphère. Toute fois afin de développer des techniques de gestion permettant de maximiser les services écosystémiques rendus par les prairies temporaires, la compréhension des processus à court terme et leur modélisation à plus long terme doivent être améliorée.

1. Introduction

Au cours du dernier demi-siècle, la production agricole mondiale a massivement augmenté grâce à la fois à : (i) une grande utilisation des ressources non renouvelables; et (ii) une forte spécialisation et la simplification des systèmes agricoles à tous les niveaux de l'organisation: champ, ferme, paysage ou de la région (Russelle et al 2007; Hendrickson et al 2008; Lemaire et al., 2014). La combinaison de l'intensification et de la simplification des systèmes agricoles, principalement dans les pays industrialisés, a généré des impacts extrêmement négatifs sur le sol, la qualité des eaux et l'environnement en général (Tilman et al., 2002). Dans les régions moins développées, les agroécosystèmes ont évolué avec la même tendance, même si les systèmes intensifs et spécialisés à haute entrée sont en contradiction avec la diversité des systèmes ruraux traditionnels. La compétitivité sur le marché mondial semble être basée sur la spécialisation et l'augmentation de la taille des exploitations. Les systèmes agricoles doivent s'adapter pour surmonter les risques (Milestadt et al. 2012), et donc, la diversité devrait être un facteur important de flexibilité. Les impacts négatifs sur l'environnement dans les régions industrialisées et en développement, les incertitudes croissantes liées aux changements climatiques et la volatilité des matières premières remettent en question le paradigme "de spécialisation-productivité supérieure" comme voie de développement (Evans 2009).

L'agriculture mondiale doit relever le défi de continuer à augmenter la production alimentaire pour une population mondiale en expansion sur une zone de terres cultivées limitée et la concurrence pour les ressources en eau avec d'autres secteurs. Nous postulons que les impacts environnementaux négatifs de l'agriculture moderne sont davantage attribuables à un excès de spécialisation et

d'uniformité qu'à un excès de productivité. Ainsi, par l'amélioration de la diversité et l'utilisation d'approches plus écologiques au sein des systèmes agricoles, il devrait être possible de concilier la nécessité d'une quantité et qualité de la production alimentaire avec la nécessité de la qualité de l'environnement.

Le succès de l'intensification écologique de l'agriculture nécessitera la diversification à tous les niveaux d'organisation: les parcelles, où les processus biogéochimiques opèrent; la ferme, où les décisions de gestion sont prises ; le paysage, où les processus de l'écosystème et les interactions entre l'utilisation des terres se produisent; et de la région ou le continent, où les contraintes socio-économiques et politiques sont des forces motrices (Lemaire et al. 2014). Un niveau élevé de diversité au sein des systèmes agricoles a été atteint dans le passé grâce à l'étroite association de l'élevage avec des systèmes de cultures arables. Aujourd'hui, la réduction de la diversité des cultures dans les paysages agricoles et dans la rotation des cultures est très souvent le résultat de la dissociation de l'élevage des systèmes de production de céréales dans les différentes fermes et / ou différentes régions. La disparition des cultures fourragères et des prairies dans les systèmes céréaliers réduit la capacité de l'agriculture à fournir certains des services écosystémiques essentiels, tels que l'amélioration de la structure du sol, la qualité de l'eau, les cycles des éléments nutritifs, la séquestration de carbone et *in fine*, la réduction des GES, toutes fonctions nécessaires à une production agricole durable. Notre objectif dans cet article est d'illustrer l'idée qu'une nouvelle forme d'association de l'élevage avec des cultures arables est nécessaire pour atténuer les effets préjudiciables sur l'environnement notamment des systèmes de productivité élevée en utilisant des approches écologiquement intensives. Nous examinons d'abord la capacité des prairies à coupler les cycles carbone-azote et réduire ainsi les émissions de GES. Nous utilisons ensuite des résultats expérimentaux à long terme et des approches de modélisation pour illustrer comment l'introduction de prairies dans la rotation des cultures arables peut séquestrer le carbone dans le sol, réduire les émissions de N₂O, et améliorer la qualité de l'eau souterraine.

2. Couplage et découplage des cycles biogéochimiques dans les sols de prairies

Du point de vue des cycles biogéochimiques qui régulent les flux environnementaux vers l'atmosphère et vers l'hydrosphère, la végétation herbacée pérenne des prairies permet un couplage étroit entre le cycle de C et le cycle de N. Ce couplage se réalise à deux niveaux : grâce à la photosynthèse et à l'assimilation de l'azote produisant la matière organique (MO), et grâce à l'activité rhizosphérique qui favorise la synthèse de corps microbiens dans le sol (Murphy et al., 2003). Ceci explique la très faible durée de résidence de l'azote minéral dans les sols de prairie du fait des flux importants d'absorption par la végétation et d'organisation microbienne, et donc les faibles taux de lixiviation du nitrate sous végétation. Cette capacité de «rétention» de l'azote par la prairie est elle-même déterminée par sa capacité de stockage et de séquestration du carbone grâce au couplage intime entre les cycles de ces deux éléments. Lorsque la prairie est pâturée, il y a un découplage important de C et de N par l'animal *via* la consommation de la plante par l'animal, qui va produire de l'azote et du carbone facilement disponibles sous des formes séparées (urine, fèces). Le découplage C-N par les animaux que ce soit au pâturage ou à l'étable (effluents) peut progressivement contrebalancer la capacité du couplage C-N du système sol-végétation, pouvant nécessiter un compromis entre la production et les objectifs environnementaux.

3. Introduction des prairies au sein du système de culture arables – Quel effets a moyen long terme ?

Les rotations cultures céréalières-prairies permettaient de bénéficier des effets précédents des prairies (Sébillotte, 1980) et du recyclage de l'azote et d'autres éléments par les animaux au pâturage ou par l'application d'effluents animaux sur les cultures. Ces rotations ont été la base de ce qu'on appelle les systèmes agricoles '*ley farming*' développés dans de nombreuses régions du monde depuis des siècles. Ces systèmes, basés sur la rotation des cultures avec des légumineuses ou graminées de pâturages, étaient efficaces pour améliorer la structure et la fertilité du sol et empêcher la propagation des ravageurs et des maladies des cycles de vie. Aujourd'hui pour faire face au défi de la restauration de la qualité de l'environnement, la réintroduction des prairies dans les systèmes de grande culture offre un certain nombre de possibilités de concilier la dichotomie entre productivité et autres services écosystémiques (Franzluebbbers et al 2011, 2014 ; Lemaire et al 2011). Dans ce contexte, les complémentarités et les synergies entre les systèmes de prairies et cultures doivent être

considérées non seulement dans le cadre de rotations cultures-prairies, mais aussi à des échelles spatiales plus grandes, au-delà du niveau de l'exploitation (territoire, région).

- La séquestration du carbone

Les surfaces en prairies sont reconnues pour accumuler de la matière organique (MO) dans les sols (Bouwman, 1990, Casella et Soussana, 1997) et donc stocker et séquestrer du carbone à relativement long-terme, contribuant ainsi à limiter l'augmentation du CO₂ atmosphérique et ses conséquences en termes de réchauffement climatique. Cette capacité de stockage et de séquestration de carbone dans le sol est plus importante sous prairies que dans les terres cultivées (Conant et al 2001 ; Guo et Gilford 2002 ; Vertès et Mary, 2007 ; Franzluebbers, 2010). Par ailleurs les rotations cultures céréalières-prairie peuvent favoriser une capacité de stockage intermédiaire de C entre ces deux extrêmes en raison des conditions fluctuantes de la perte pendant la phase de récolte sous culture et le gain au cours des phases fourragères comme le montre la figure 1.

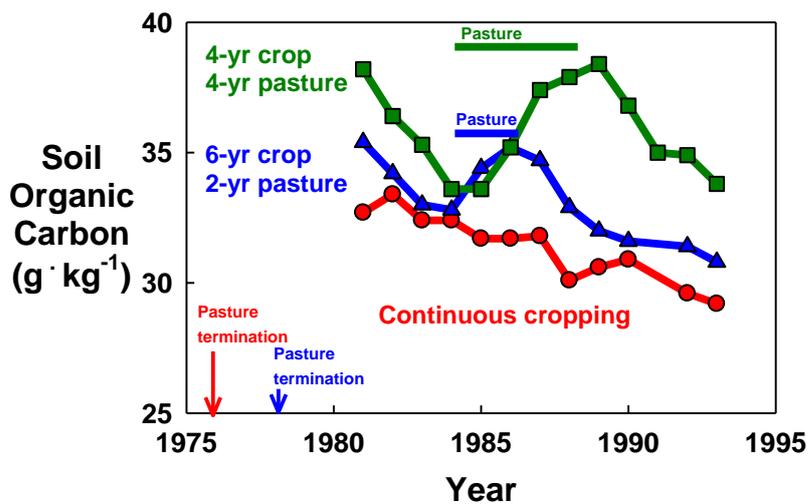


Figure 1 : Effet à long-terme des cultures annuelles et les rotations cultures annuelles- prairie sur les teneurs en C organique dans un essai de longue durée en Argentine (D'après Studdert et al. 1997).

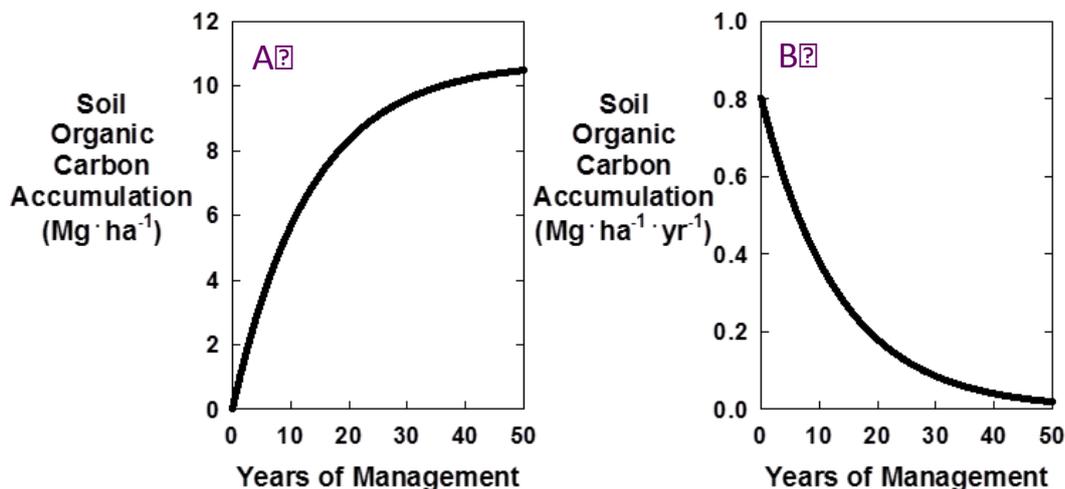


Figure 2. Accumulation du carbone organique (A) et taux annuel d'accumulation de C (B) selon la gestion de la prairie (d'après Franzluebbers et al 2012).

Le retournement de la prairie contribue à la redistribution des matières organiques des sols (MOS) de surface à l'intérieur de la couche arable, accélérant ainsi l'activité microbienne du sol et l'aération qui conduit à la dégradation rapide et intense des MOS (Rumpel 2011). Les pertes de carbone augmentent avec la fréquence de travail du sol (Conant, 2007). Au cours de la phase de culture ou de la prairie, le sol accumule souvent le C à un rythme plus lent que le taux de perte de C après labour (Arrouays et al 2002; Vertès et al. 2007 ; Jones et Donnelly 2009). Avec l'âge de la prairie, le taux d'accumulation de carbone du sol ralentit à un seuil relativement constant (Conant et al.2001; Jones

et Donnelly 2004) (Figure 2). Selon le mode de gestion de la prairie et les pratiques agricoles, les teneurs et taux d'accumulation de C ont tendance à se stabiliser (constant) avec le temps (Rumpel et Chabbi 2010).

Le système d'expérimentation SOERE-ACBB (<http://www.soere-acbb.com/>) (sites de Lusignan) a été conçu et est spécifiquement équipé pour évaluer l'effet de la gestion de la prairie temporaire sur le stockage/déstockage de C, l'émission de N₂O par le sol, les flux hydriques et leur qualité vers les nappes. Les premiers résultats montrent, en moyenne sur six années (2005-2010) de mesure en continu de flux de CO₂, que le stockage annuel net de C (NCS, pour stockage net de carbone) est de l'ordre de 23 gC/m²/an (Tableau 1). Par contre le retournement de cette prairie et l'implémentation de la séquence de culture entre 2011-2013 (Maïs, blé, orge) a contribué à une perte nette de C de l'ordre de -333 gC/m²/an (déstockage de C). Il est certain que cette perturbation a généré des pertes de C mais il faut prendre en considération aussi les conditions climatiques qui ont caractérisées cette période notamment la sécheresse printanière de 2011-2012 (-77% et -27% par rapport à 2013). La prairie non retournée (traitement qui représenté un « contrôle ») a enregistré sur cette période une perte de C de l'ordre -116 gC/m²/an ce qui confirme le caractère exceptionnel de cette période.

Tableaux 1. Bilan de carbone d'une prairie de 6 versus la séquence de 3 ans de culture

	Phase prairie de la rotation (Moyen sur 6 ans 2005-2010)	Séquence culture Moyen sur 3 ans 2011-2013	Prairie non retournée (contrôle) Moyen sur 3 ans 2011-2013
<i>(gC/m²/an⁻¹)</i>			
NEE (Echange net d'écosystème)	476	14	197
Carbone exporté	-453	-347	-313
NCS (stockage net de C)	23	-333	-116

Ces résultats obtenus en termes de flux devront être corroborés par l'analyse des stocks de carbone du sol sur un pas de temps plus long. En effet, les mesures des flux et bilans de CO₂ conduits depuis 2005 sur les deux sites ont permis d'identifier l'impact de différents modes de gestion de la prairie (fauche/pâturage, intensification-chargement animal, retournement de la prairie et implémentation de la séquence culture) sur le stockage de C. Toutefois, cette approche des flux et bilans ne permet pas de déterminer la stabilité et la résilience du carbone stocké dans le sol, et donc ne permet pas d'évaluer la durabilité de l'effet des modes de gestion. L'effet positif de la part des prairies sur les stocks de C et N du sol à moyen terme est observé et modélisé par Vertès et Mary (2014), sur un site où 30 ans de monoculture de maïs ont entraîné une perte de 30% du stock initial de carbone, alors que ce stock s'est maintenu sous prairies continues fauchées (Figure 3). La teneur initiale élevée en matière organique du sol (environ 4.5%) et l'exploitation en fauche des prairies expliquent le non stockage de MO même sous prairies permanente.

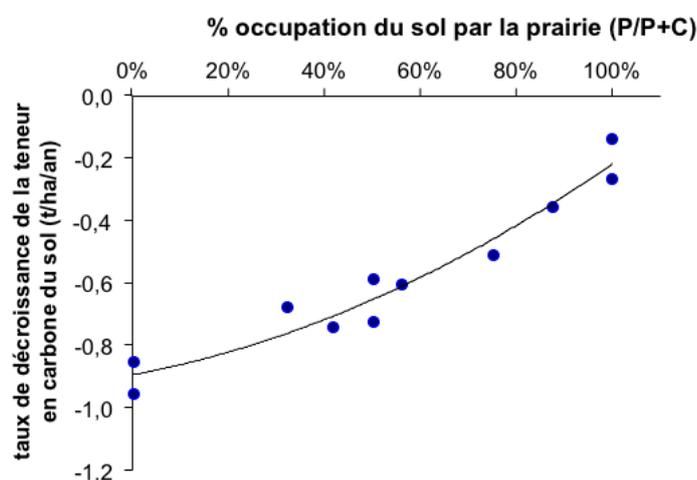


Figure 3 : Effet du ratio prairies/prairies+culture sur l'évolution à long terme du stock de carbone organique du sol dans un essai « Rotations (Simon et al., 1992)», d'après Vertès et Mary, 2014)

Une analyse des échantillons du sol après un cycle de rotations (3 ou 6 ans de prairie suivi par 3 années de culture) ne montrent pas d'effets significatifs de la prairie dans les rotations (Figure 4A) sur la teneur en C et N des sols sous culture sur ce pas de temps insuffisant, mais une dépendance de la quantité de l'azote potentiellement minéralisable des années du sol sous prairie (Fig. 4B). Ceci indique que les teneurs en carbone dans les sols ne sont pas forcément une résultante des flux mesurés et que le fonctionnement microbien des sols pourrait être influencé par la présence d'une prairie dans les cultures.

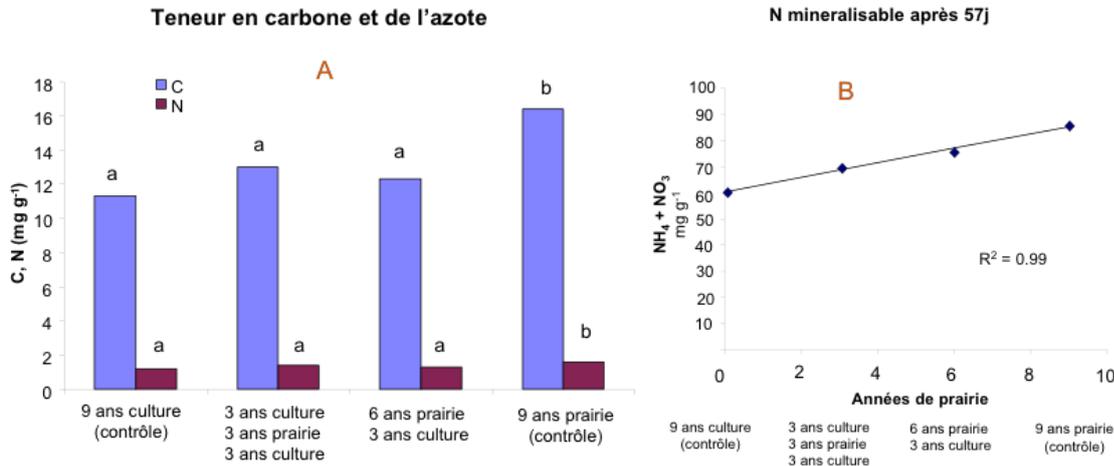


Fig. 4: Teneur des sols du SOERE ACBB site Lusignan en C et en N et en N minéral potentiellement minéralisable après 9 années de traitements.

- Lessivage des nitrates

Le risque de lessivage des nitrates est généralement faible si la fertilisation azotée et la charge animale sont maintenues à des niveaux raisonnables (Simon et al., 1997 ; Ledgard et al., 2011). Cependant, comme mentionné ci-dessus le retournement de la prairie et le travail du sol peuvent induire un grand flux de CO₂ mais aussi une minéralisation de l'azote qui présente le potentiel de risque de lessivage des nitrates (Eriksen et Jensen 2001; Vertès et al. 2007). Sur le site ACBB de Lusignan, Kunrath et al. (2014) ont évalué le lessivage de nitrate sous différentes chrono-séquences

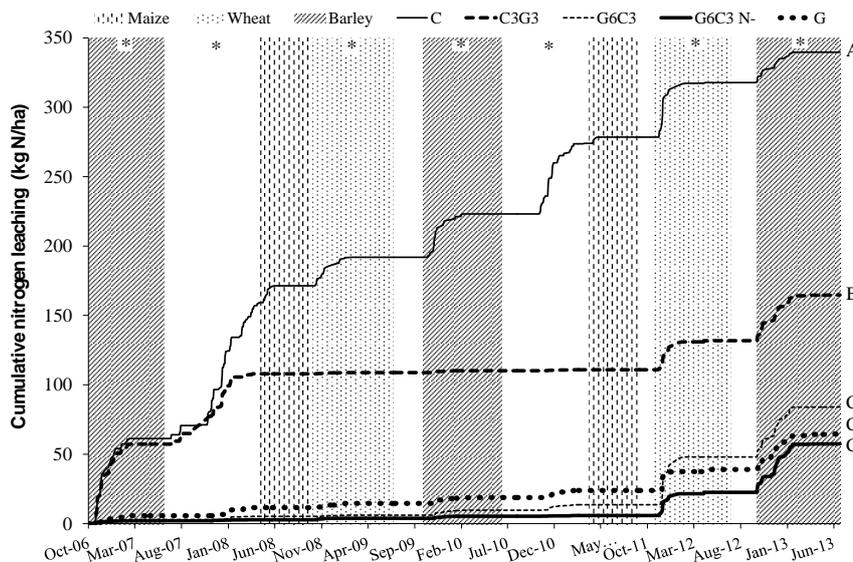


Figure 5 : Drainage cumulé d'azote nitrique pour différents systèmes de culture (d'après Kunrath et al. 2014)

- C : Rotation continue Maïs-Blé-Orge (2005-2013)
- C3-G3N+ : Maïs-Blé-Orge (2005-2007)- Prairie N+ (2007-2010) – Maïs-Blé-Orge (2011...)
- G6-C3N+ : Prairie N+ (2005-2010) – Maïs-Blé-Orge (2011...)
- G6-C3N- : Prairie N- (2005-2010) – Maïs-Blé-Orge (2011...)
- G : Prairie N+ (2005-2011...)

La fertilisation N des prairies était de 200-300 kgN/ha/an pour N⁺ et de 50 kgN/ha/an pour N⁻
La fertilisation des cultures était en moyenne de 100-150 kg/ha/an pour le Maïs, 120-150 kgN/ha pour le Blé et 100-130kgN/ha/an pour l'orge.

de rotations prairies-cultures. La concentration en nitrate de l'eau drainée, en moyenne sur huit années de mesure en continu, était beaucoup plus faible sous prairie permanente que dans une succession maïs-blé-orge. La qualité des eaux de drainage est bien maîtrisée sous prairie fauchée même assez largement fertilisée tandis qu'elle peut dépasser largement le seuil de potabilité sous un système cultivé malgré une fertilisation raisonnée, en particulier dans les zones à faible lame drainante. La remise en culture d'une prairie fauchée ayant 3 ans d'âge n'occasionne pas de surplus de pertes nitriques par rapport à un système entièrement composé de cultures arables. Ainsi une rotation de 3 ans de prairies intensives fauchées et 3 ans de cultures (maïs-blé-orge) permet d'abaisser de moitié la teneur moyenne des eaux drainées par rapport à un système arable pur (Figure 5). La destruction de prairies de 5-7 ans avant un maïs engendre des flux de minéralisation généralement élevés (150 à 400 kg N/ha) plus ou moins utilisés selon les cultures suivantes (Morvan et al., 2002) et susceptibles de générer des pertes de nitrate. Néanmoins, rapporté à l'ensemble de la rotation, les pertes moyennes sous rotations cultures - prairies (fauchées ou à chargement modéré) restent inférieures ou égales aux mêmes cultures en rotations sans prairies (Gascuel et al., 2011).

Ces résultats montrent que les prairies incluses au sein de rotations de cultures annuelles peuvent être gérées avec un certain niveau d'intensification sans perdre leur capacité de régulation des émissions vers l'atmosphère et vers l'hydrosphère. Une plus grande utilisation des légumineuses doit contribuer à accroître cette capacité des prairies, non seulement du fait d'une diminution de l'utilisation des engrais azotés, mais aussi du fait d'un plus fort couplage C-N par la végétation et les microbes du sol (Vertès et al., 2015, cet ouvrage). Des études sont entreprises pour évaluer les conséquences de ces couplages dans les différents compartiments de la matière organique des sols et leur temps de résidence dans des prairies à base de légumineuses par rapport à des prairies de graminées fortement fertilisées. Cette problématique concerne aussi bien l'évolution du sol durant la phase « prairie » que l'analyse des arrière-effets de la prairie sur les rotations de cultures annuelles après leur retournement.

- Emission de protoxyde d'azote dans l'atmosphère

Le protoxyde d'azote (N₂O) est produit dans les sols, via les microorganismes, par des phénomènes de dénitrification (réduction du nitrate NO₃⁻ en diazote N₂) et de nitrification (transformation de l'ammonium NH₄⁺ en nitrate NO₃⁻). Son émission est fortement liée aux pratiques de fertilisation azotée minérale ou organique. Les émissions d'oxyde nitreux provenant des prairies sont généralement faibles, mais dans l'ensemble, peu d'informations sont disponibles sur les émissions de N₂O lors du retournement de prairie et l'implémentation des rotations de cultures annuelles.

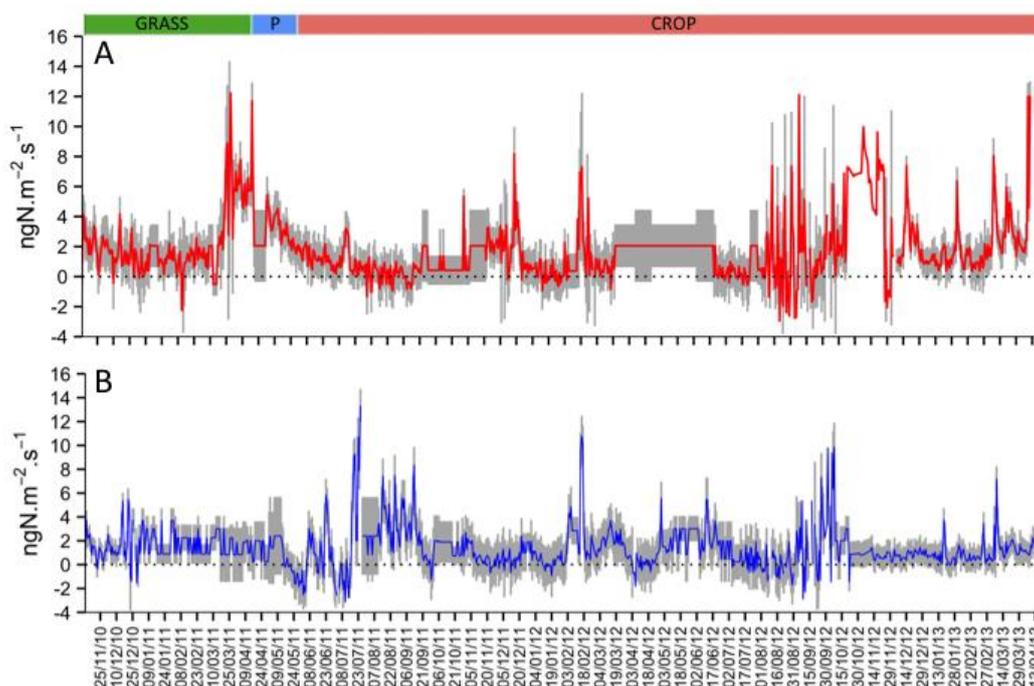


Figure 6 : Flux journaliers de N₂O sur une rotation prairie-culture (A) et une prairie continue (B)

Les premiers résultats sur le site de Lusignan montrent que les flux instantanés de N₂O varient de -28,7 à 16,2 ng N m⁻² s⁻¹ sur la prairie fauchée (Fig. 6A), avec une moyenne journalière de 1,37 ± 2,49 ng N m⁻² s⁻¹ (± 1s), alors qu'ils varient de -10,5 à 12,2 ng N m⁻² s⁻¹, avec une moyenne journalière de 1,52 ± 1,85 ng N m⁻² s⁻¹ sur les rotations prairie-culture (Fig. 6B). Les flux cumulés sur la période totale sont de 1767 g N ha⁻¹ sur la prairie fauchée, et de 1044 g N ha⁻¹ sur les rotations prairie labouré (Fig. 7). Les flux moyens de N₂O, 34 jours après la destruction de la prairie, sont de 5,43 ± 2,73 ng N m⁻² s⁻¹, alors qu'ils sont pour la même période de 1,32 ± 0,74 ng N m⁻² s⁻¹ sur la prairie fauchée, Au cours de la période en maïs, les flux de N₂O du sol varient fortement entre -1,35 et 9,92 ng N m⁻² s⁻¹, avec une moyenne de 1,35 ± 1,44 ng N m⁻² s⁻¹. Pour la culture de blé, les flux moyens de N₂O sont proches de ceux observés pour le maïs (e.g. 1,36 ± 1,37 ng N m⁻² s⁻¹).

Les résultats montrent que le retournement de la prairie pour l'implantation d'une culture, engendre une augmentation de l'émission de N₂O pendant une période de 4 mois par rapport à une prairie maintenue en fauche. Toutefois les flux cumulés sur une période d'environ 3 ans sur la prairie retournée sont plus élevés que sur la prairie fauchée (Fig. 5). Les quantités élevées de fertilisation azotée reçues par la prairie et le découplage de C et N dans la culture sont probablement la cause majeure des émissions de N₂O observées sur les deux systèmes. D'une manière générale les pertes de N₂O sous prairies restent inférieures à celles enregistrées sous cultures eut égard aux doses de fertilisation apportées.

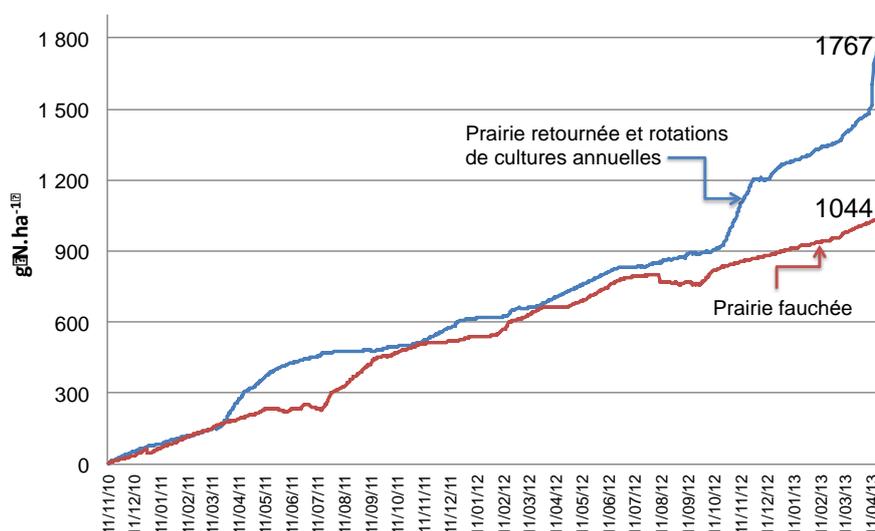


Figure 7 : Flux de N₂O cumulée sur une prairie retournée versus une prairie maintenu en fauche

4. Modélisation des flux de N₂O à l'aide d'un modèle couplé 'PaSIM-CERES'

Les prairies sont des systèmes importants en termes de stockage du carbone et plus généralement de limitation des émissions de GES (CO₂ et N₂O notamment). Pour maintenir et à terme augmenter ce potentiel de puits de carbone, il existe deux verrous principaux Il existe deux verrous principaux : (1) une grande incertitude concernant la quantification des flux couplés de carbone et d'azote dans les systèmes prairiaux et (2) un manque d'évaluation des émissions de GES en réponse aux différentes pratiques agricoles. La résolution de ces deux verrous nécessite une modélisation intégrée des émissions des GES, du stockage du carbone, tout en prenant en compte les rendements pendant la période de culture. Il faut impérativement réduire l'incertitude sur les prédictions des émissions de GES et de stockage du C et N dans les agro-écosystèmes. Une critique des modèles existant et leur confrontation avec des mesures collectée au sein des SOERE s'imposent. Ainsi à l'aide d'un modèle couplé de prairie (PaSIM (Vuichard et al 2007, Graux et al 2011)) et de cultures (CERES-EGC (Gabrielle et al. 2006)) nous avons réalisé des simulations sur les modalités décrites plus haut afin de tester la capacité de ce modèle a reproduire les mesures (Fig. 6). Les résultats préliminaires montrent une sous-estimation des échanges de CO₂ et une surestimation des émissions de N₂O par rapport aux observations même si la tendance est bien représentée.

A terme nous pourrions utiliser ce modèle pour à la fois tester l'impact de différents scénarios de gestion agricoles et de rotations prairies cultures sur les émissions de GES ; mais aussi pour prédire l'impact des changements climatiques futures sur ces mêmes émissions.

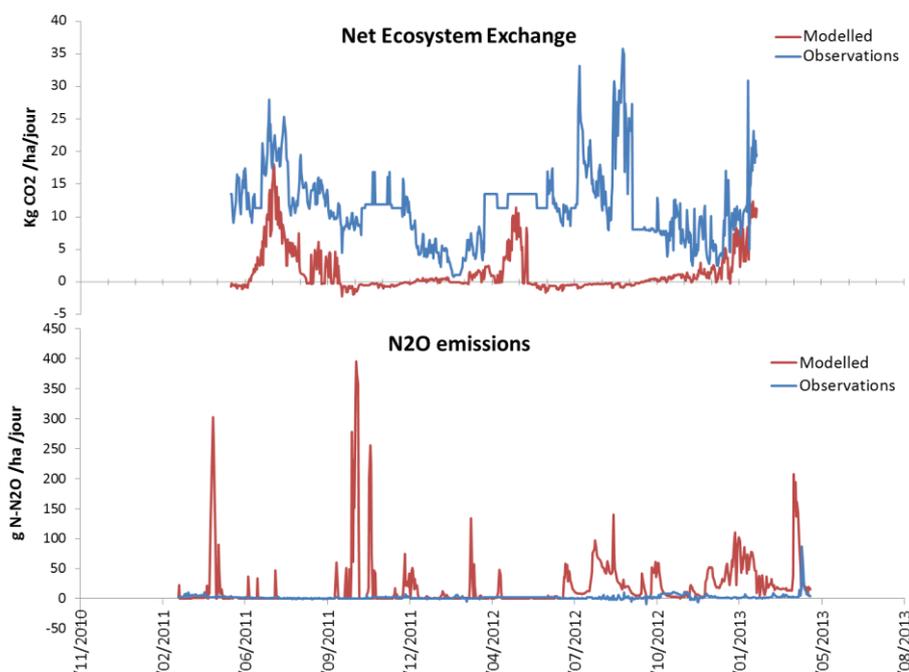


Figure 7 : Flux de CO₂ (kg CO₂ ha⁻¹ jour⁻¹) et de N₂O (g N-N₂O ha⁻¹ jour⁻¹) mesurés et modélisés avec le modèle FarmSim sur une prairie retournée sur le site du SOERE ACBB à Lusignan

5. Perspectives environnementales

Bien que les avantages de rotations prairies cultures en termes de fertilité et de structure du sol sont connus depuis longtemps, il y a maintenant une convergence des observations expérimentales démontrant que de nombreux avantages supplémentaires peuvent résulter de la (re) mise en place de la prairie au sein du système de culture arables, en particulier en ce qui concerne la protection de l'environnement physique et biologique des sols mais aussi la réduction des flux de nitrate et les GES. Cette stratégie offre des opportunités claires pour concilier productivité avec d'autres services écosystémiques. Jusqu'à présent, les systèmes mixtes de prairies et cultures ont pour la plupart été examinés et mis au point au niveau de l'exploitation. L'association de prairies et de cultures pourrait être envisagée non seulement à ce niveau mais également à des échelles supérieures, notamment au niveau du territoire, comme exploré par exemple dans le projet européen CAnTogether (Moraine et al., 2014). Cependant, dans la plupart des régions où la production intensive de céréales est développée, la production animale a été abandonnée en raison de contraintes de travail pour les agriculteurs, d'une plus faible rentabilité et de la disparition locale des filières, tandis qu'à l'inverse l'élevage s'est concentré dans d'autres régions (par exemple le Grand-Ouest) comme expliqué par Peyraud et al., (2014). En l'absence d'herbivores pour valoriser la production d'herbe, il peut ne pas être rentable économiquement de maintenir les prairies au sein des systèmes agricoles.

6. Conclusion

En raison de ces atouts, les prairies temporaires semées peuvent jouer un rôle bénéfique dans la durabilité agronomique, économique et environnementale non seulement des systèmes fourragers et d'élevage mais aussi de systèmes de production mixte agriculture-élevage en permettant une atténuation importante des impacts environnementaux négatifs liés à l'intensification de la production agricole. Le défi posé à la recherche dans ce domaine est de maximiser l'effet « prairie » sur la séquestration des matières organiques tout en minimisant i) les risques d'émission de N₂O liées notamment aux apports d'engrais azotés et à la gestion des déjections animales, ii) les inévitables émissions de CO₂ et les risques de lixiviation du nitrate lors du retournement de la prairie et leur remise en culture. La prairie semée temporaire constitue un objet dont certains services agro-écologiques sont spécifiques par rapport aux prairies naturelles. Les cycles prairie- culture qui la caractérisent, déterminent des impacts spécifiques sur l'environnement physique (cycles de stockage/déstockage des MOS, d'émissions atmosphériques) et sur l'environnement biologique

(dynamique de la biodiversité), qui dépendent de leurs caractéristiques de durée, de régime d'exploitation (fauche-pâturage), du niveau d'intensification (entrées d'azote), et du choix des espèces et variétés implantées, notamment l'équilibre graminées-légumineuses et la diversité fonctionnelle.

Afin de développer des techniques de gestion permettant de maximiser les services écosystémiques rendus par les prairies temporaires, la compréhension des processus à court terme et leur modélisation à plus long terme doivent être améliorée. Cette amélioration implique la prise en compte de différentes échelles d'espace et de temps pertinentes pour la gestion des prairies et l'alternance entre prairies et cultures et vice-versa.

Toutefois, la disparition progressive et continue de la prairie des agro-écosystèmes les plus intensifiés de la planète est davantage liée à des contraintes socio-économiques qui découlent du paradigme des économies d'échelles visant à accroître la productivité du travail dans un marché mondialisé et qui conduisent partout à une séparation territoriale de la production de céréales et protéagineux de la production de denrées animales par exemple en France avec le Bassin Parisien vs la Bretagne, mais aussi en Amérique du Nord, en Amérique du Sud, en Australie...L'intensification séparée des deux orientations productives Agriculture et Elevage conduit inexorablement à des impasses environnementales dont on ne voit aujourd'hui que les prémices compte tenu de ce qui est à l'œuvre sur d'autres continents. Dans ce cadre, les prairies deviennent des « reliques » réservées aux zones dites non-intensifiables, maintenues sous formes de « réserves » à l'aide de subsides. Y a-t-il une autre issue qui ne soit pas seulement une utopie ?

Remerciements : Nous remercions l'ADEME pour le financement du projet AEGES dans le cadre de l'appel d'offre REACTIFF, l'INRA, INSU et Allenvi pour le financement de base du dispositif ACBB.

Références bibliographiques

- ADAMS WE, MORRIS HD, DAWSON RN., 1970. Effect of cropping systems and nitrogen levels on corn (*Zea mays*) yields in the Southern Piedmont region. *Agron J* 62:655-659.
- ARROUAYS D, BALESSENT J, GERMON JC, JAYET PA, SOUSSANA F, STENGEL P., 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? *Expertise scientifique collective. INRA Editions* 332 p.
- BOUWAMAN, A.F., 1990. Exchanges of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: soils and the greenhouse effect, A.F. Bouwman Ed., John Wiley and Sons, Chichester, U.K., 61-127.
- CASTELLA, E. AND SOUSSANA, J.F., 1997. Long-term effect of CO₂ enrichment and temperature increase on the carbon balance of temperate grass sward. *Journal of experimental Botany*, 48, 1309-1321.
- CONANT RT, EASTER M, PAUSTIAN K, SWAN A, WILLIAMS S., 2007. Impacts of periodic tillage on soil C stocks: A synthesis. *Soil Tillage Res* 95:1-2.
- CONANT RT, PAUSTIAN K, ELLIOTT ET., 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecol Appl* 11:343-355.
- ERIKSEN J, JENSEN LS., 2001. Soil respiration, nitrogen mineralisation and uptake in barley following cultivation of grazed grasslands. *Biol Fertil Soils* 33:139-145.
- EVANS N. 2009. Adjustment strategies revisited: agricultural change in the Welsh Marches. *J Rural Studies* 25:217-230.
- FRANZLUEBBERS AJ, SAWCHIK J, TABOADA M., 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agric Ecosyst Environ* 190:18-26.
- FRANZLUEBBERS AJ, SULC RM, RUSSELLE MP., 2011. Opportunities and challenge for integrating North-American crop and livestock systems. In: Lemaire G, Hodgson J, Chabbi A (eds) Grassland productivity and ecosystem services. CAB Int., Wallingford, UK, pp. 208-218.
- FRANZLUEBBERS AJ., 2010., Achieving soil organic carbon sequestration with conservation agricultural systems in the southeastern United States. *Soil Sci Soc Am J* 74:347-357.
- GABRIELLE B.; LAVILLE, P.; HÉNAULT, C.; NICOUILLAUD, B. & GERMON, J. C. 2006. [Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES](#) *Nutrient Cycling Agroecosys.*, 74, 133-146.
- GRAUX A.-I., GAURUT M., AGABRIEL J., BAUMONT R., DELAGARDE R., DELABY L., SOUSSANA J.-F., 2011. Development of the Pasture Simulation Model for assessing livestock production under climate change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 144, No. 1., pp. 69-91,
- GUO LB, GIFFORD RM., 2002., Soil carbon stocks and land use change: A metaanalysis. *Global Change Biol* 8:345-360.
- HENDRICKSON J, SASSENATH GF, ARCHER D, HANSON J, HALLORAN J., 2008., Interactions in integrated US agricultural systems: the past, present and future. *Renew Agric Food Syst* 23:314-324.

- JONES MB, DONNELLY A., 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytol* 164:423-439.
- KUNRATH TR, DE BERRANGER C, CHARRIER X, GASTAL F, CARVALHO PCF, LEMAIRE G, EMILE JC, DURAND JC., 2014. How much do sod-based rotations reduce nitrate leaching in a cereal cropping system? *Agricultural Water Management* 150, 46-56.
- LEDGARD S, SCHILS R, ERIKSEN J, LUO J., 2009. Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish J Agric Food Res* 48:209-226.
- LEMAIRE G, FRANZLUEBBERS A, CARVALHO PCF, DEDIEU B., 2014. Integrated crop–livestock systems Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agric Ecosyst Environ* 190:4-8.
- MILESTADT R, DEDIEU B, DARNHOFER I, BELLON S., 2012. Farms and famers facing change: the adaptive approach. In: Darnhofer I, Gibbon D, Dedieu B (eds) *Farming systems research into the 21st century: The new dynamic*. Springer, pp 365-385.
- MORAINE, M. ; DURU, M. ; NICHOLAS, P. ; LETERME, P. ; THEROND, O. 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, 8, 8, 1204-1217
- MORVAN T., ALARD V., RUIZ L., 2000. Intérêt environnemental de la betterave fourragère, *Fourrages*, 163, 315-322.
- Murphy D.V., Recous S., Stockdale E.A., Fillery I.R.P., Jensen L.S., Hatch D.J., Goulding W.T., 2003. Gross nitrogen fluxes in soil: theory, measurement and application of 15N pool dilution techniques. *Adv. Agron.* 79: 69-119.
- PEYRAUD J.L., CELLIER P., DONNARS C., VERTES F. (coord.) (2014) : *Réduire les pertes d'azote en élevage*, éd. Quæ, coll Matière à débattre & décider, 115 p.
- Rumpel C., 2011. Carbon storage and organic matter dynamics in grassland soils. In: Lemaire G. Hodgson J. Chabbi A (eds) *Grassland productivity and ecosystem services*, CABI, pp 65-72.
- RUMPEL, C. & CHABBI, A., 2010. Response of bulk chemical composition, lignin and carbohydrate signature to grassland conversion in a ley-arable cropping system. *Nutrient cycling in Agro-Ecosystem* 88, 173-182.
- RUSSELLE MP, ENTZ MH, FRANZLUEBBERS AJ., 2007. Reconsidering integrated crop–livestock systems in North-America. *Agron J* 99:325-334.
- SEBILLOTTE, M., 1980. Rôles de la prairies dans la succession culturale. *Fourrages*, 83, 79-124.
- TILMAN D, CASSMAN KG, MATSON PA, NAYLOR R, POLASKY S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- VERTES F, HATCH D, VELTHOF G, TAUBE F, LAURENT F, LOISEAU P, RECOUS S., 2007., Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. *Grassland Sci Eur* 12:227-246.
- VERTES F., HATCH D., VELTHOF G., TAUBE F., LAURENT F., LOISEAU P., RECOUS S., 2007. "Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations", A. de Vliegler, L. Carlier (eds.), *Permanent and temporary grassland: Plant, Environment and Economy. Grassland Science in Europe*, 12, 227-246.
- VERTES F., JEUFFROY M.H., LOUARN G., VOISIN A-S., JUSTES E., 2015. Légumineuses et prairies temporaires : des fournitures d'azote pour les rotations, *Actes des Journées AFPP 2015*, cet ouvrage.
- VERTES F., MARY B., 2014. "Part of grassland in ley-arable rotations is a proxy for predicting long term soil organic matter dynamics", *Proc. of the 18th Nitrogen Workshop*, 30 june -3 july, 2014, Lisboa, 347-348.
- VUICHARD, N., CIAIS, P., VIOVY, N., CALANCA, P., SOUSSANA, J.-F., 2007. Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 2. Simulations at the continental level. *Global Biogeochem. Cycles* 21, GB1005.