



Les prairies, ressources pour l'élevage et pour l'environnement, un compromis indispensable pour l'Agriculture

Gilles Lemaire

Directeur de Recherche, INRA, Lusignan, France

Manuscrit révisé le 08 février 2013 - Publié le 28 octobre 2013

Résumé : *Les prairies ne doivent pas être considérées seulement comme une ressource alimentaire pour l'élevage des herbivores domestiques et la production de nourriture d'origine animale pour les sociétés humaines, mais aussi et surtout comme une source de production de services écosystémiques qui contribuent à la durabilité de l'Agriculture. Le couplage des cycles du Carbone et de l'Azote (et des autres éléments) par la végétation et les microbes du sol permettent aux prairies de jouer un rôle important, au même titre que les forêts, dans la réduction des impacts environnementaux générés par l'intensification globale de l'Agriculture. De plus la grande biodiversité potentiellement hébergée par les prairies permet de conférer à ces agro-systèmes une grande capacité de résilience aux perturbations qu'ils subissent et une forte adaptabilité aux changements climatiques en cours. On peut pratiquer une intensification raisonnée des prairies par des apports de fertilisants pour augmenter la production d'herbe, et par une augmentation du chargement animal. Ceci permet d'optimiser la plupart des fonctions de l'écosystème prairial, à savoir : la séquestration du CO₂ atmosphérique, la protection de la qualité des aquifères et la dynamique de la biodiversité. Cependant une intensification trop poussée visant exclusivement à maximiser la production animale permise provoque une détérioration de ces services écologiques et environnementaux. Il convient donc dans chaque situation de déterminer l'optimum d'intensification de la prairie qu'il convient d'atteindre et de mettre en œuvre les modes de conduite de la prairie correspondant dans le cadre des systèmes de production agricoles.*

Introduction

Les prairies, considérées comme des formations végétales herbacées pérennes utilisées par les herbivores sauvages et/ou domestiques, couvrent environ un quart de la surface continentale de la planète. Excepté dans les zones éco-géographiques où la végétation est maintenue au stade herbacé pour des raisons climatiques, la plupart des prairies dans le monde résultent des activités humaines à travers l'élevage des herbivores domestiques qui, du fait des défoliations répétées, évitent le développement des successions ligneuses (Lauenroth, 1979). Ainsi, même si l'histoire évolutive des espèces prairiales a été largement déterminée par leur co-évolution avec les herbivores sauvages, la dynamique plus récente de ces communautés végétales est marquée par les différents modes de gestion auxquels les prairies sont soumises

dans les différents systèmes d'élevage (White and Vannaselt, 2001). Aujourd'hui, les prairies contribuent directement à l'existence de plus de 800 millions de personnes à travers le monde (Reynolds et al. 2005) en produisant différents biens et services aussi bien directement pour les populations humaines qu'indirectement à travers les effets sur la faune, la flore et l'environnement.

Le but essentiel de l'agriculture au vingtième siècle a été de satisfaire quantitativement la demande en nourriture d'une population humaine croissante (Björklund et al. 1999). Ainsi l'exploitation de la ressource fourragère offerte par la végétation prairiale et sa transformation en produits animaux ont été l'objectif principal des sciences agronomiques appliquées aux prairies durant le siècle dernier (Lemaire et al. 2005). Aujourd'hui, pour faire face à la problématique d'un développement agricole durable, il est nécessaire, en plus de leur rôle productif, de considérer (i) les effets importants des écosystèmes prairiaux dans la dynamique des interactions entre l'atmosphère, l'hydrosphère et les surfaces continentales qui pilotent les changements globaux et les impacts environnementaux, et (ii) les possibilités d'ajustement du fonctionnement de ces écosystèmes à ces modifications. Ainsi les prairies doivent être étudiées comme une composante importante des modes d'occupation des sols, au même titre et en conjonction avec les forêts et les surfaces cultivées, pour leurs effets sur la régulation des cycles bio-géochimiques, le contrôle et l'atténuation des flux environnementaux vers l'atmosphère et l'hydrosphère, la préservation de la biodiversité et bien entendu aussi pour la production d'une nourriture saine pour les sociétés humaines.

Ces rôles multi-fonctionnels des prairies correspondent au concept de services écosystémiques tels que définis dans le Millenium Ecosystem Assessment (2005). Ces services écosystémiques sont de différentes natures :

- *Production de biens* tels que nourriture, eau potable, fibres, énergie...
- *Régulation du climat*, des inondations, des maladies, de la qualité des eaux...
- *Réalisation d'aménités*...
- *Support de fonctions* tels que la qualité des sols, la production primaire, les cycles bio-géochimiques, la biodiversité... qui sont nécessaires à la réalisation des autres services.

Le concept même de développement durable implique qu'aucun service écosystémique pris isolément ne puisse être produit au détriment des autres. Il importe donc d'avoir une approche globale et systémique pour rechercher les synergies et éviter les antagonismes. Ainsi il n'est plus possible de vouloir optimiser la seule fonction de production agricole sans considérer dans le même temps les effets sur les autres services à l'échelle des territoires (Béranger et Bonnemaire, 2008).

L'objectif de ce chapitre est d'analyser en détail l'ensemble des services écosystémiques autres que la simple production fourragère qui peuvent potentiellement être produits par les prairies et de voir comment les modes de gestion de ces prairies peuvent aboutir à des compromis acceptables dans le cadre de systèmes agricoles durables.

La capacité de séquestration du Carbone par les prairies ; l'effet des modes de gestion.

La plupart des services produits par les écosystèmes résultent de fonctions telles que la photosynthèse, la respiration, la production primaire, la décomposition des matières organiques, etc., qui règlent les cycles biogéochimiques du Carbone (C), de l'Azote (N) et des autres éléments en interaction avec la biodiversité.

L'accumulation de carbone dans les écosystèmes prairiaux intervient principalement grâce à l'accumulation de matières organiques dans les sols contrairement aux forêts où le carbone est accumulé pour moitié dans les sols et dans les bois récoltés (Robert et Saugier, 2003). Cette accumulation dans les sols de prairies s'effectue par trois voies complémentaires : (i) le retour au sol des litières de feuilles sénescentes non exploitées par les animaux ; (ii) l'accumulation des racines mortes ; et (iii) les exsudations racinaires et rhizodépôts qui correspondent à l'activité des racines vivantes en interaction avec la microflore du sol (Jones et Donnelly, 2004). La rhizodépôt et l'activité des lombrics sur les litières foliaires et racinaires contribuent à la formation de macro- et micro-agrégats qui permettent de stabiliser la matière organique sur des durées assez longues, ce qui favorise le stockage du carbone dans les sols de prairies (Balesdent et Balabane, 1996). Ainsi le carbone stocké sous prairies peut persister plusieurs siècles si le sol et la végétation ne sont pas perturbés (Follett et al. 2004) donnant ainsi aux prairies en général une forte capacité à séquestrer le CO₂ atmosphérique. Il a été montré en outre que le carbone incorporé en profondeur dans le sol sous forme de litière racinaire avait un temps de résidence plus élevé que le carbone incorporé en surface du fait d'une activité microbienne plus limitée dans ces horizons (Fontaine et al. 2007). Par conséquent la mise en culture des sols prairiaux, en provoquant la destruction des agrégats protecteurs de la matière organique et en favorisant le mélange du sol profond avec les couches superficielles a fortement tendance à réduire le temps de résidence du carbone dans le sol (Conant et al. 2001). Le pouvoir de séquestration du CO₂ atmosphérique du sol est alors fortement amoindri et le sol peut alors devenir un émetteur net de CO₂.

Ainsi que l'on montré Parsons et al. (2011) la distribution relative de carbone entre deux compartiments, l'atmosphère et le sol, est proportionnelle au temps de résidence du carbone dans chacun de ces deux compartiments. Donc toute altération du temps de résidence de carbone dans les sols du fait d'une perturbation du sol, d'une dégradation de la végétation, d'un déficit nutritionnel sévère des plantes ou d'une sécheresse importante se traduira par une diminution de la capacité de séquestration du CO₂ atmosphérique par la prairie.

Le temps de résidence du carbone incorporé dans les parties aériennes de la végétation est relativement court (quelques semaines). Soit ce carbone est ingéré par les animaux, soit il retourne au sol sous forme de litière où il peut être incorporé dans un cycle plus long (voir Figure 1). Dans une prairie intensivement gérée au pâturage un maximum de 65% du carbone contenu dans la végétation aérienne sont ingérés par les animaux alors que dans une prairie faiblement intensifiée cette proportion peut tomber jusqu'à 10-20% (Lemaire et Chapman, 1996). La majeure partie de ce carbone (70-80%) est digérée et retourne donc rapidement vers l'atmosphère sous forme de CO₂ (respiration) ou de CH₄ (éructation)... les 20-30% indigestibles étant redéposés sur le sol par les déjections fécales et réincorporés dans le cycle long des matières organiques du sol. On voit donc aisément que l'intensification de l'exploitation au pâturage va raccourcir le temps de résidence moyen de carbone dans l'écosystème. Ainsi comme l'ont montré Lemaire et al. (2009) l'augmentation du chargement animal pour un même niveau de production d'herbe va réduire la production de litière foliaire et donc le retour de

carbone vers le sol en augmentant la proportion de l'herbe produite qui est ingérée par l'animal et par voie de conséquence les émissions de CO₂ et de CH₄ liés à leur digestion (voir Figure 1). Il existe donc un antagonisme entre l'objectif de maximiser la production animale par hectare par l'intensification du pâturage liée à une augmentation du chargement et l'objectif de maximiser la capacité de séquestration de carbone par la prairie.

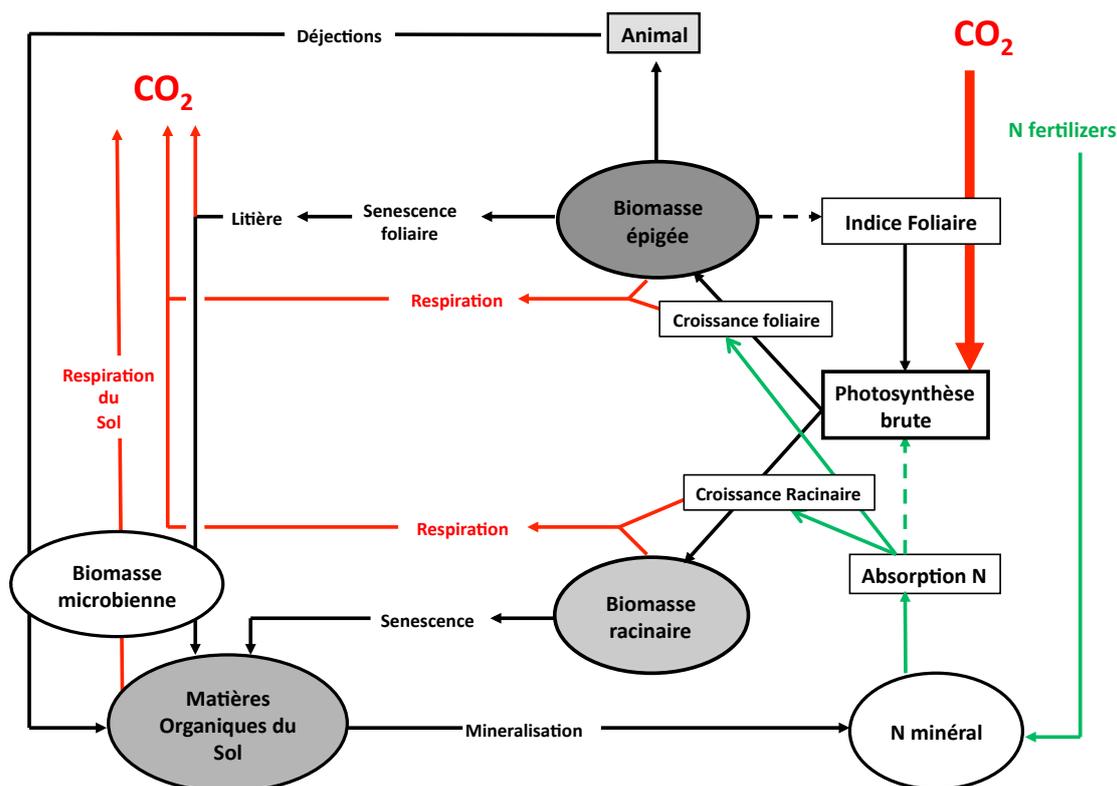


Figure 1. Représentation des flux de Carbone au sein de l'écosystème prairial pâturé.

Cependant, la capacité de séquestration du CO₂ par la prairie ne dépend pas que du temps de résidence de carbone dans l'écosystème. À même temps de résidence de carbone, la capacité de séquestration va dépendre du flux de carbone entrant dans le système. Ce flux entrant est déterminé par la photosynthèse brute du couvert végétal qui dépend de deux facteurs : (i) la capacité photosynthétique des feuilles qui dépend en premier lieu de la nutrition azotée des plantes ; et (ii) la capacité d'interception de la lumière par la végétation qui dépend du niveau de développement des surfaces foliaires qui est mesuré par l'*Indice Foliaire* (surface de feuilles par unité de surface de sol). Or la capacité de la prairie à émettre de nouvelles surfaces foliaires et donc à intercepter plus de lumière dépend en premier lieu également de la nutrition azotée des plantes. Il y a donc un effet positif important de la nutrition azotée de la végétation sur l'entrée globale de carbone dans l'écosystème (voir Figure 1).

Cependant si la totalité du supplément de production d'herbe résultant d'une amélioration de la nutrition azotée grâce à la fertilisation est consommée par les animaux (ou récoltée) grâce à un supplément de chargement correspondant, alors l'effet sur la séquestration du carbone sera limité du fait d'un raccourcissement du temps de résidence moyen de carbone dans le système. Ainsi Soussana et al. (2010) ont montré que c'est pour des niveaux d'intensification modérés de l'exploitation des prairies au pâturage que l'on maximise la séquestration de carbone dans les sols des prairies : pour des niveaux trop faibles d'intensification, le trop faible niveau de nutrition azotée de la végétation limite par trop le flux d'entrée de carbone par la photosynthèse, et pour des niveaux trop élevés de chargement animal une proportion importante du carbone retourne directement à l'atmosphère via l'animal. De plus lorsque la

nutrition azotée des plantes devient non-limitante, l'allocation du carbone vers les racines est diminuée... or il s'agit là du compartiment pour lequel, comme nous l'avons vu, le temps de résidence dans le sol est maximum.

D'après Soussana et al. (2004) le retournement et la mise en culture d'une prairie en région tempérée entraîne la perte de 29% du carbone stocké dans le sol au bout de 20 ans, alors que la réinstallation d'une nouvelle prairie sur un sol préalablement cultivé ne permettrait d'augmenter le stockage que de 18% au bout de 20 ans. Ainsi l'introduction de prairies temporaires dans les rotations de cultures annuelles doit permettre d'atteindre des niveaux de stockage de carbone dans le sol intermédiaires entre ceux d'une prairie permanente et d'un système de cultures annuelles, ce niveau étant déterminé par l'importance de la sole de prairie dans la rotation.

Beaucoup de prairies dans le monde sont largement sous-fertilisées, leur capacité de séquestration de CO₂ est donc limitée et une amélioration de leur nutrition azotée (et phosphorée) soit par des apports ciblés de fertilisants soit par le développement de légumineuses permettrait d'améliorer conjointement leurs capacités productives et leur contribution à la lutte contre le réchauffement climatique. Par contre, dans les situations de prairies fortement intensifiées, une réduction conjointe des apports d'azote (parfois excessifs) et des niveaux de chargement devrait pouvoir concilier niveau de productivité et lutte contre l'effet de serre.

Couplage des cycles du Carbone et de l'Azote et impacts environnementaux

Le cycle du carbone dans les prairies, comme dans les autres écosystèmes, est intimement relié aux cycles des autres éléments et plus particulièrement à celui de l'azote (Bol et al. 2009). Dans le cas des prairies, comme dans celui des forêts, la permanence des interactions entre le sol et la végétation permet un couplage particulièrement étroit entre les cycles de carbone et d'azote et aussi celui du phosphore et des autres éléments minéraux. Ce couplage se réalise à deux niveaux :

- (i) par les plantes elles-mêmes qui associent carbone et azote dans des proportions déterminées pour élaborer leurs tissus grâce aux processus de photosynthèse et d'absorption et d'assimilation de l'azote. Les diverses transformations de la matière organique ainsi élaborée se réalisent ensuite selon des rapports C/N déterminés aboutissant à des formes d'humus plus ou moins stabilisées (rapport C/N = 8) accompagnées de pertes par minéralisation qui libèrent du CO₂ dans l'atmosphère (respiration du sol) et de l'azote minéral (NH₄⁺ et NO₃⁻) dans le sol. Ce couplage entre carbone et azote permet donc de prolonger le temps de résidence de l'azote dans le sol sous une forme organique.
- (ii) par les micro-organismes du sol qui sont capables de réutiliser l'azote minéral libéré par la minéralisation pour leur propre croissance en le ré-associant au carbone facilement disponible issu des exsudats racinaires et de la rhizodéposition (ré-organisation).

Ainsi, du fait d'une activité végétale constante qui fournit un flux de carbone continu au système, l'azote dans les sols de prairies subit un cycle continu d'absorption et assimilation par la plante, minéralisation et réorganisation dans le sol qui limite fortement l'accumulation d'azote minéral dans le sol et les risques à la fois de lixiviation du nitrate et de pollution des eaux et de dénitrification et d'émission de N₂O dans l'atmosphère (voir Figure 3).

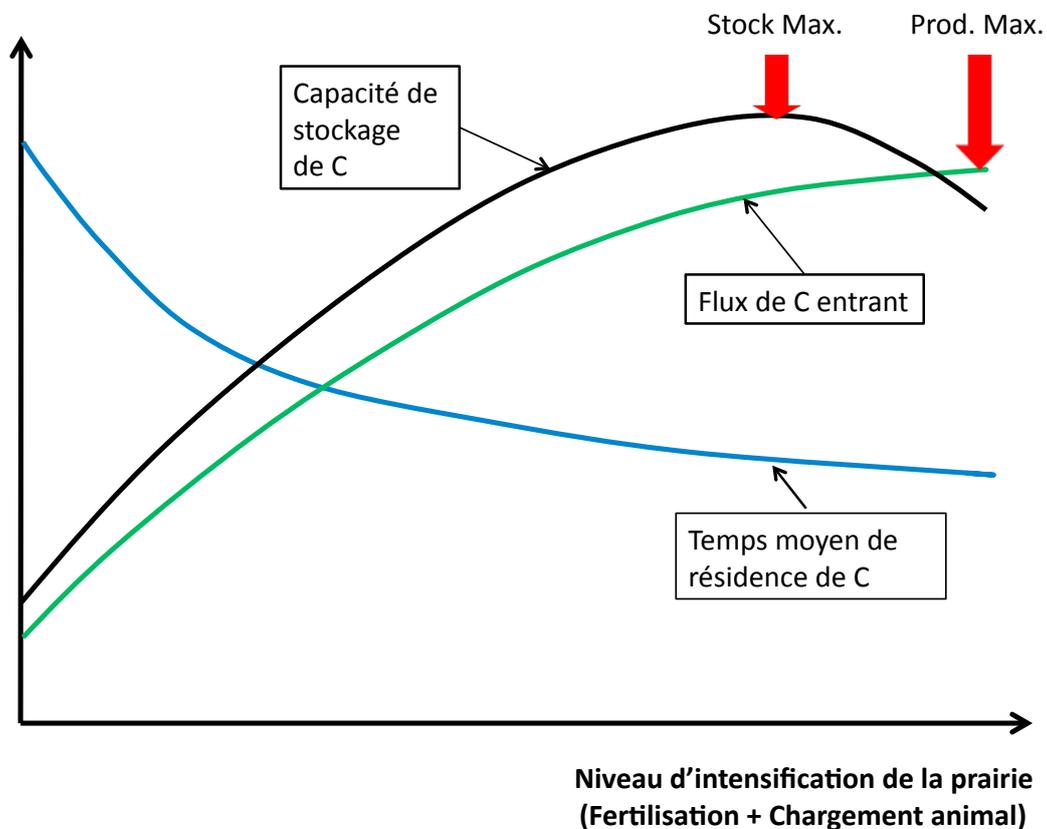


Figure 2. Représentation schématique des relations entre l'intensification de la prairie et sa capacité de stockage de carbone dans le sol.

La fertilisation des prairies à partir d'engrais minéraux aboutit à un enrichissement important du milieu en azote réactif non couplé au carbone et donc source potentielle d'émissions polluantes vers l'atmosphère et vers l'hydrosphère (Gruber et Galloway, 2008). Cependant, le fait que la végétation et la biomasse microbienne du sol soient ensemble en forte limitation d'azote par rapport à la disponibilité de carbone du milieu favorise une forte capacité d'assimilation de l'azote minéral apporté qui limite les risques environnementaux liés à l'intensification des prairies. Ainsi, comme l'ont montré Ledgard et al. (2011), le lessivage du nitrate sous prairie est en général très faible même avec des fertilisations relativement importantes. De même, l'absence de fortes concentrations de NO_3^- dans les sols de prairies limite fortement les émissions de N_2O (Flechard et al. 2005). L'enrichissement des prairies en légumineuses permet en outre de faire entrer l'azote dans l'écosystème sous une forme déjà couplée avec le carbone et donc de minimiser encore plus les risques environnementaux. De plus, l'usage des légumineuses évite les dépenses d'énergie et les émissions de gaz à effet de serre liées à la fabrication des engrais azotés.

Ainsi le flux permanent de carbone qui entre dans l'écosystème prairial permet d'assimiler l'azote en continu à la fois dans la végétation et dans la biomasse microbienne du sol et évite ainsi l'accumulation excessive des formes minérales d'azote qui représentent des risques d'émissions polluantes. Cette capacité de rétention d'azote par la prairie est importante et permet d'atteindre des niveaux d'intensification assez élevés de la production d'herbe sans atteintes majeures sur l'environnement. Cependant cette capacité est fortement dépendante de la manière avec laquelle la prairie est exploitée pour être transformée en production animale.

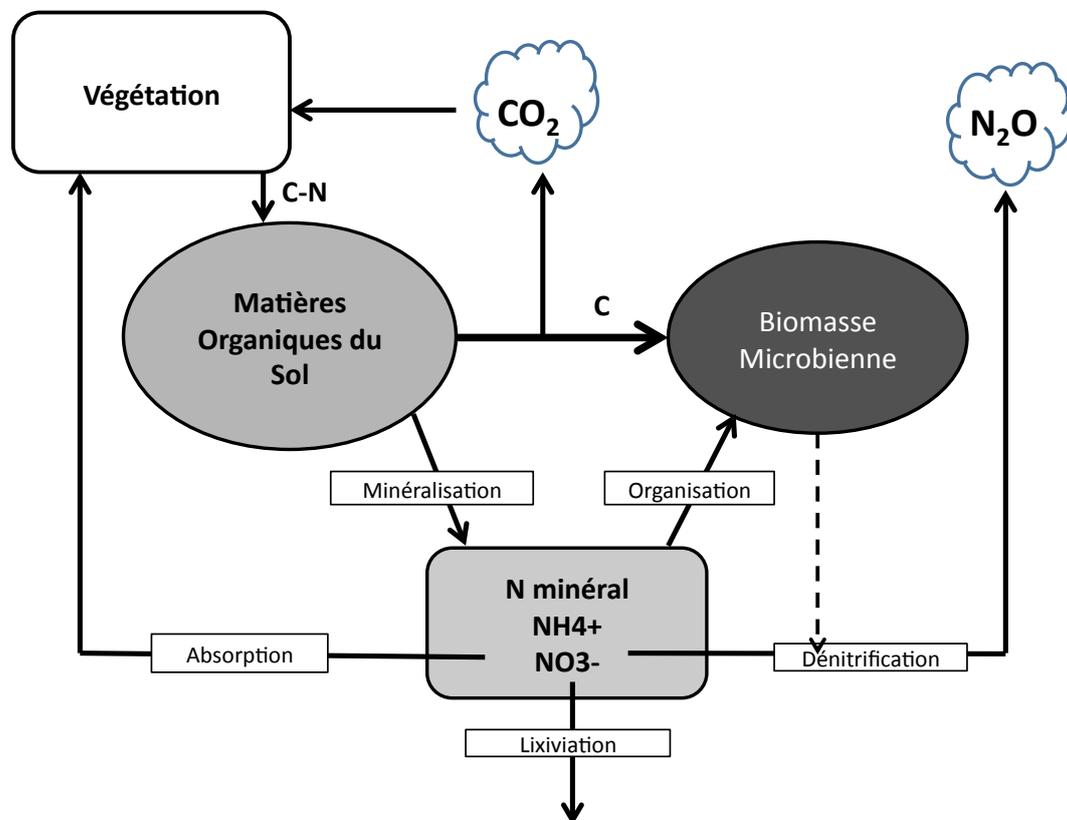


Figure 3. Couplage entre les cycles du Carbone et de l'Azote par la végétation et par la biomasse microbienne du sol.

Transformation de la prairie en production animale : découplage C-N et risques environnementaux.

L'animal au pâturage, en consommant une proportion plus ou moins grande de la production primaire épigée contribue à « découpler » partiellement le carbone et l'azote accumulés dans la végétation. De 70 à 80% du carbone consommé par l'animal au pâturage est digéré et réémis dans l'atmosphère sous forme de CO_2 et de CH_4 . Les émissions de méthane, puissant gaz à effet de serre, représentent de 4 à 5% du carbone digéré par l'animal au pâturage (IPCC, 2006). Une faible fraction du carbone digéré est incorporée dans la viande alors que la production de lait peut en exporter jusqu'à 20% (Faverdin et al. 2007). La fraction non-digérée (20-30%) est réémise sur le sol sous forme de fèces et entre dans le cycle long des matières organiques du sol. Pour la vache laitière, 30% de l'azote ingéré est intégré dans la production de lait, alors que le taux de conversion est de 10% au maximum pour la production de viande. De ce fait 70 à 90% de l'azote ingéré par les animaux retourne au sol, dont les 2/3 sous forme d'urines où l'azote est très faiblement couplé au carbone et donc très rapidement minéralisé et 1/3 sous forme de déjections solides où l'azote est fortement couplé au carbone. Les dépositions d'urine se faisant sur de petites surfaces, les apports locaux d'azote dépassent alors fortement les capacités locales de recouplage C-N par la végétation et la biomasse microbienne. L'accumulation locale importante d'azote sous forme minérale qui en résulte augmente donc considérablement les risques de lixiviation d'azote vers les nappes et d'émissions de NH_3 ou/et N_2O vers l'atmosphère. Ainsi, comme l'a montré Ledgard et al. (2009), le risque de lixiviation de nitrate sous prairie est lié directement au chargement animal qui détermine la densité de pissats à l'hectare, et non directement à la quantité d'apport de fertilisants azotés. À cet égard, un chargement élevé permis par une forte contribution de légumineuses aura autant de risque que le même chargement obtenu par des graminées fertilisées. De la même manière, Flechard et al. (2005) ont montré que les risques d'émission de N_2O au pâturage interviennent essentiellement à partir des patches urinaires.

Ainsi ce n'est pas tant l'intensification de la production d'herbe par la fertilisation, mais l'augmentation du chargement qui en résulte, qui est la source des impacts environnementaux. L'augmentation du chargement diminue la part du carbone de la végétation qui retourne au sol et augmente le découplage C-N en provoquant des spots de haute concentration d'azote minéral dans le sol, source de risques pour les émissions d'azote vers l'atmosphère et vers l'hydrosphère. Il arrive donc, pour une prairie donnée dans un milieu donné, lorsque l'on accroît le chargement animal, que le découplage C-N provoqué par l'animal dépasse la capacité de re-couplage du système sol-végétation. Il importe pour chaque condition de connaître ce seuil d'intensification (fertilisation azotée-chargement) qu'il convient de ne pas dépasser. Ce seuil que l'on peut nommer *capacité environnementale de chargement animal d'une prairie* doit permettre de définir les modes de gestion de la prairie qui conduisent au compromis indispensable entre la fonction de production alimentaire de la prairie et ses fonctions écologiques et environnementales. La détermination de ce seuil d'intensification des prairies en fonction des conditions de milieu est l'une des tâches essentielle de la recherche en agronomie des prairies. Elle doit être basée sur des données expérimentales permettant de quantifier l'intensité des différents flux environnementaux (CO₂, N₂O, NH₃, nitrate, CH₄...) en fonction du chargement et du niveau des intrants et complétée par des approches de modélisation qui permettent d'effectuer des simulations dans des contextes variés : pluviométrie, nature des sols, topographie. Au-delà de ces travaux de modélisation qui resteront du domaine de la recherche, il convient de construire et de valider des outils d'aide à la décision permettant aux éleveurs et à leur conseillers, à partir de cas types, d'estimer les niveaux de chargement qu'ils peuvent raisonnablement atteindre.

Puisque le découplage C-N par l'animal au pâturage ne peut pas être contrôlé et qu'il conduit de ce fait à une limitation de la capacité environnementale de chargement des prairies pâturées, il est alors possible d'augmenter ce seuil d'intensification en utilisant des systèmes de récolte en fauche. Dans ces conditions il est possible de maximiser la production de fourrage et d'optimiser le couplage C-N par la végétation... mais alors il convient de maîtriser le découplage C-N dans la chaîne de traitement et de valorisation des déjections animales dans les bâtiments d'élevage. La réintroduction de carbone sous forme de pailles dans les litières est un élément fondamental du système pour éviter un transfert de pollution entre le champ et les bâtiments. Cependant cette intensification de la production permise par ces systèmes de récolte mécanique de l'herbe, si elle peut se traduire par un effet très positif sur les risques de lixiviation d'azote, va entraîner une plus grande consommation d'herbe par l'animal et va donc minimiser la part de la biomasse végétale qui retourne au sol et donc la capacité de séquestration du CO₂ dans les sols. On voit donc qu'il y a là potentiellement une forme d'antagonisme entre les impacts locaux (qualité des eaux) et les impacts globaux (effet de serre) et que c'est la recherche de compromis qui doit guider au cas par cas les décisions en matière de gestion des prairies depuis des situations où l'impact local sur la qualité des hydrosystèmes est prioritaire et où le pâturage sera exclu, jusqu'à des situations où c'est l'impact global sur la séquestration du carbone dans les sols qui est la priorité et où le pâturage doit être privilégié.

Ainsi la comparaison entre prairies fauchées et prairies pâturées du point de vue des impacts environnementaux doit être effectuée globalement en incluant l'ensemble du système de production et ne pas être restreinte à la seule parcelle de prairie. Les consommations intermédiaires liées aux systèmes de récolte et de distribution de fourrage et à la gestion des

bâtiments et de la chaîne de traitement et recyclage des déjections peuvent engendrer des impacts globaux parfois trop importants face aux réductions d'impacts locaux attendus. Il est donc primordial de développer les outils permettant ce type d'analyse pour la comparaison de différents systèmes d'élevage utilisant des prairies.

Biodiversité et modes de conduite des prairies.

Les prairies sont considérées comme des écosystèmes pouvant héberger une grande biodiversité, non seulement à travers la complexité de leur composition floristique, mais aussi grâce à la diversité des organismes microbiens hébergés dans leurs sols et la diversité des habitats qu'elles procurent à différentes populations animales. Ceci est particulièrement vrai pour les prairies permanentes semi-naturelles, tandis que les prairies mono-spécifiques semées ont tendance au contraire à réduire cette biodiversité (Soussana et Duru, 2007). La surexploitation des prairies naturelles extensives du fait d'un trop grand chargement vis-à-vis des capacités de production primaire de la végétation dans un grand nombre de situations dans le monde contribue directement à une diminution de la biodiversité que ces prairies hébergent (Briske et al. 2008). Les deux facteurs, disponibilité en nutriments minéraux et chargement animal sont les deux facteurs qui contribuent à la dynamique des végétations prairiales et donc à leur biodiversité.

La biodiversité des prairies peut être analysée avec la seule vision d'une problématique de conservation, mais une analyse plus fonctionnelle permet de faire émerger les synergies entre la biodiversité des prairies et les services environnementaux qu'elles sont susceptibles de rendre à la société. Ainsi les interactions entre la biodiversité de la végétation, la biodiversité microbienne du sol et les cycles de C, N, P et des autres éléments jouent un rôle essentiel dans la régulation des flux environnementaux. Comme cela est souligné par Silverstown et al. (2011), cette analyse fonctionnelle de la biodiversité implique des observations sur le long terme. L'analyse fonctionnelle basée sur l'identification des traits fonctionnels des diverses espèces (Garnier et Navas, 2011) permet de prendre en compte l'effet des facteurs influençant la dynamique de la végétation des prairies comme les modes de conduite et le forçage climatique. Selon Lavorel et Garnier (2002), l'analyse des traits fonctionnels des espèces de prairies permet de répondre à deux questions : (i) quels sont les traits associés aux différentes populations de plantes au sein d'une même communauté ? et (ii) comment certains de ces traits déterminent le fonctionnement et la productivité de l'écosystème ? Certains de ces traits sont reliés directement à des modes de conduite de la prairie ouvrant ainsi la porte à une possibilité d'orienter le fonctionnement de l'écosystème prairial par des décisions agronomiques adaptées.

Dans la littérature il est souvent rapporté que la biodiversité peut affecter la productivité des écosystèmes (Tilman et al. 1996 ; Hector et al. 2002). Cette relation positive est obtenue lorsque la biodiversité est augmentée dans un environnement donné, il s'agit alors d'une meilleure exploitation des ressources (effet niche). Mais lorsque les ressources de l'environnement sont augmentées, par exemple par des apports d'éléments nutritifs, alors on obtient au contraire une réduction drastique de la biodiversité végétale (Benton et al. 2003) due à (i) une réduction de l'hétérogénéité des habitats, et (ii) un accroissement pour la compétition pour la lumière favorisant les espèces nitrophiles. Ainsi la relation entre biodiversité et productivité n'est pas univoque et elle dépend des facteurs mis en œuvre. Pour des prairies très extensives et fortement limitées par des déficits nutritionnels (N et P), la biodiversité peut être améliorée conjointement à la productivité par des apports modérés de fertilisation. Par contre, au fur et à mesure où la productivité augmente, le facteur limitant

pour les plantes devient la lumière interceptée et toute augmentation de la productivité de la prairie s'accompagne d'une forte réduction de la biodiversité végétale. Là encore, comme pour les impacts environnementaux, l'optimum sera obtenu pour des niveaux d'intensification intermédiaires qu'il importe d'ajuster au cas par cas. L'importance la plus grande de la diversité spécifique des prairies ne réside pas d'ailleurs dans leur productivité mais dans leur stabilité, c'est-à-dire la capacité qu'elles ont de maintenir leur production face à des perturbations liées à des fluctuations importantes de l'environnement (Tilman et al. 2006). Une telle capacité de résilience des prairies est importante, non seulement pour faire face aux changements climatiques, mais aussi comme source de flexibilité vis-à-vis des modifications des modes de conduite au sein des systèmes de production agricoles.

La très grande partie des espèces constitutives des prairies sont des espèces allogames pour lesquelles la variation génotypique est très grande au sein d'une même population. Ce caractère a été considéré comme un handicap du point de vue de la création de variétés fourragères dont le progrès génétique est resté limité par rapport à celui des autres espèces (Parsons et al. 2011). Mais, comme remarqué par Fridley et Grime (2010), cette variabilité intra-spécifique joue un rôle important dans la dynamique des communautés végétales au sein des prairies. Les espèces prairiales doivent produire continuellement toute l'année et ce ne peut donc pas être le même génotype qui soit performant à toutes les saisons, dans des conditions très variables et parfois extrêmes de température et d'humidité, sous l'effet d'un régime de défoliation très variable en fréquence et en intensité, sous des variations locales et temporelles importantes de disponibilité en éléments nutritifs, etc... Aussi le paradigme général de l'amélioration des espèces cultivées qui est d'introduire dans chaque plante les gènes favorables n'est plus pertinent pour la prairie. Il s'agit d'introduire les bons gènes, non pas dans la même plante, mais dans la même population de plantes au sein d'une communauté donnée pour conférer à cette communauté des propriétés d'évolution et d'adaptation à des contraintes multiples dans l'espace et dans le temps. Pour les plantes cultivées, il s'agit de « fabriquer » des plantes élites capables d'être adaptées à un environnement donné que l'agriculteur s'efforcera de maintenir aussi constant et homogène que possible, tandis que pour la prairie il s'agit de faire évoluer la diversité intra-populationnelle pour lui conférer une capacité d'adaptation à un environnement fondamentalement hétérogène et changeant.

Intégration des prairies à l'échelle des paysages : interactions avec les systèmes de culture.

Du fait de l'usage de larges territoires comme terres agricoles, les sociétés humaines ont modifié le type et l'intensité des services écosystémiques rendus par ces territoires. Dans beaucoup de situations de mauvaises pratiques culturales ou des méthodes de production trop intensives ont sévèrement altéré la capacité des paysages à fournir des services tels que le maintien de la fertilité des sols, la régulation des populations de ravageurs, le recyclage des éléments nutritifs, la séquestration du CO₂ atmosphérique et le maintien de la diversité génétique (Matson et al. 1997).

Un bon nombre des impacts des prairies sur l'environnement ne peuvent être analysés qu'à une échelle correspondant au paysage impliquant les interactions spatiales et temporelles avec les autres modes d'occupation du sol : forêts et cultures arables en particulier. Pour des impacts tels que l'érosion, la qualité des eaux de surface et/ou souterraines et la biodiversité, pour lesquels les processus spatialement explicites sont déterminants, une approche visant simplement à agréger des processus locaux depuis la parcelle cultivée jusqu'au bassin versant

ou la région est inopérante. Les impacts régionaux ne sont pas la somme ou la moyenne d'impacts locaux du fait des relations d'ordre topologique entre les différents éléments du système. Ainsi, la biodiversité à l'échelle des paysages dépend très largement des patrons de l'hétérogénéité de la mosaïque des modes d'occupation des sols qui permettent la connectivité des réseaux trophiques et des habitats depuis les populations d'insectes jusqu'aux populations d'oiseaux et de mammifères (Bretagnolle et Inchausti, 2005). À cet égard, les couvertures herbacées pérennes que constituent les prairies jouent un rôle fondamental comme zones refuges dans la dynamique de méta-populations qui caractérise la biodiversité des territoires agricoles fragmentés (Bretagnolle et al. 2011). Le rôle des surfaces de prairies et l'importance de leur localisation topologique vis-à-vis des réseaux hydrologiques dans un bassin versant pour la protection de la qualité des eaux de surface ont été largement soulignés dans la littérature (voir Mc Leod et Ferrier, 2011). Les interactions spatiales entre prairies et surfaces en culture arable sont à cet égard prédominantes.

L'élevage des ruminants et l'émission de gaz à effet de serre

La part croissante des produits animaux (lait et viande) dans l'alimentation humaine interroge à juste titre la durabilité des systèmes de production agricoles du fait du très faible taux de conversion des protéines végétales en protéines animales.

Le cas des ruminants utilisant majoritairement des prairies doit cependant être examiné séparément :

- (i) Ils n'entrent pas directement en concurrence avec l'alimentation humaine puisqu'ils consomment une biomasse non valorisable directement par l'homme produite le plus souvent sur des surfaces impropres à la mise en culture;**
- (ii) Ils sont indispensables au maintien et au fonctionnement des écosystèmes prairiaux et contribuent ainsi à la production de services environnementaux qui peuvent compenser largement leur propre contribution à l'effet de serre sous forme d'émission de CH₄ ;**
- (iii) Leur élevage avec des prairies correctement gérées est donc un impératif alors que l'intensification de systèmes d'élevage « hors sol » consommateurs de ressources alimentaires utilisables par l'homme n'est pas soutenable.**

En conclusion, les ruminants doivent avoir leur place et ne pas être stigmatisés comme émetteur de méthane à condition d'être intégrés dans l'écosystème prairial.

Conclusions

Les prairies, d'une manière générale, ont intrinsèquement un fort potentiel pour coupler le carbone et l'azote et ainsi pour réguler les cycles biogéochimiques et les flux environnementaux. Cette propriété donne aux prairies la capacité de fournir un certain nombre de services écosystémiques relatifs à la protection de l'environnement tels que la séquestration du CO₂ atmosphérique et la protection de la qualité des eaux de surface et des nappes. De plus les prairies peuvent être considérées comme une source de biodiversité, non seulement directement à travers la diversité d'espèces végétales qu'elles peuvent héberger, mais aussi par la diversité des habitats et des réseaux trophiques qu'elles abritent. À des échelles plus larges, elles fournissent également d'autres services écosystémiques reliés indirectement à leur rôle sur la biodiversité tels que la pollinisation ou la régulation biotique des populations d'agresseurs et parasites. Enfin leurs effets bénéfiques ne sont pas restreints aux surfaces qu'elles occupent ; elles fournissent des services agronomiques aux autres agro-systèmes, notamment les systèmes de cultures arables, avec lesquels elles peuvent être associées spatialement et temporairement et elles peuvent contribuer à résorber certains des impacts environnementaux négatifs qui résultent de l'intensification de ces systèmes. Néanmoins, ces différents services

sont produits par la prairie à des niveaux variables dépendant de la conduite agronomique de ces prairies et plus particulièrement de son degré d'intensification déterminé par le couple « fertilisation azotée - chargement animal ». En général, une intensification modérée de la prairie doit permettre d'augmenter simultanément la production animale permise et le niveau des services environnementaux fournis. Mais au-delà d'un niveau d'intensification limite, il y a une détérioration de certains services. Il convient donc, pour chaque situation (type de prairie, sol, climat) de déterminer cette limite environnementale d'intensification et d'examiner quelles sont les modes de conduite de ces prairies qui permettent d'atteindre cette limite qui représente le meilleur compromis entre la fonction de production alimentaire de la prairie et ses fonctions écologiques et environnementale.

Tableau 1 : Estimation des surfaces de prairies en France et des niveaux de production. Source Agreste 2003.

| | Surfaces x 1000ha | Production t/ha |
|--------------------------------|-------------------|-----------------|
| Luzerne et autres légumineuses | 390 | 6-15 |
| Prairies temporaires < 5 ans | 2600 | 8-15 |
| Prairies temporaires 5-10 ans | 860 | 7-13 |
| Prairies naturelles | 6590 | 6-12 |
| Parcours peu productifs | 2410 | 2-5 |
| Total prairies | 12850 | |

La SAU totale française est de 28 millions d'ha

Références

- Balesdent, J., Balabane, M., 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 28, 1261-1263.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 182-188.
- Béranger, C., Bonnemaire, J., 2008. *Prairies, herbivores et territoires: quels enjeux ?* Editions Quae, INRA, Versailles.
- Björklund, J., Limburg, K.E., Rydberg, T., (1999). Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecological Economics* 29, 269-291.
- Bol, R., Poirier, N., Balesdent, J., Gleixner, G., (2009). Molecular turnover time of soil organic matter in particle-size fractions of an arable soil. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 23, 2551-2558.
- Bretagnolle, V., Inchausti, P. (2005) Modelling population reinforcement at a large spatial scale as a conservation strategy for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in agricultural habitats. *Animal Conservation*. 8(1), 59-68.
- Bretagnolle, V., Gauffre, B., Meiss, H., Badenhauer, I. 2011a. The role of grassland areas within arable cropping systems for conservation of biodiversity at the regional level. . In: Lemaire G., Hodgson J. and Chabbi A. (eds) *Grassland Productivity and Ecosystem Services*, CAB Int., Wallingford (UK), pp 251-260.
- Briske, D. D., Derner, J. D., Brown, J. R., Fuhlendorf, S. D., Teague, W. R., Havstad, K. M., Gillen, R. L., Ash, A. J. and Willms, W. D. (2008) Rotational grazing on rangelands: reconciliation of perception and experimental evidence. *Rangeland Ecology and Management* 61, 3-17.

- Conant, R.T., Paustian, K., Elliott, E.T., (2001). Impacts of periodic management and conversion into grasslands: effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11, 343-355.
- Faverdin, P., Maxin, G., Chardon, X., Brunschwig, P., Vermorel, M., 2007. A model to predict the carbon balance of dairy cow. In: "Elevage et environnement" *Proceedings of the XIVth Symposium "Rencontres Recherches Ruminants*, Paris, France, p. 86.
- Flechard, C.R., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Fuhrer, J., (2005). Bi-directional soil/atmosphere N₂O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. *Global Change Biology*, 11, 2114-2127.
- Follett, R.F., Kimble, J., Leavitt, S.W., Pruessner, E., 2004. Potential use of soil C isotope analyses to evaluate paleoclimate. *Soil Science* 169, 471-488.
- Fontaine, S., Bartot, S., Barre, P., Bdioui, N., Mary, B., Rumpel, C., 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450, 277-281.
- Franzluebbers, A.J. (2007) Integrated crop-livestock systems in the southeastern USA. *Agronomy Journal* 99, 361-372.
- Franzluebbers, A.J., Sulk, R.M., Ruselle, M.P., 2011. Opportunities and challenge for integrating North-American crop and livestock systems. In: Lemaire G., Hodgson J. and Chabbi A. (eds) *Grassland Productivity and Ecosystem Services*, CAB Int., Wallingford (UK), pp 208-218.
- Fridley, J.D. and Grime, J.P. (2010) Community- and ecosystem-level consequences of intraspecific genetic diversity in grassland microcosms of varying species diversity. *Ecology* 91, 2272-2283.
- Garnier, E. and Navas, M.-L. (2011) A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 365-399.
- Gruber N, Galloway JN (2008) An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451:293-296.
- Hector, A., Bazeley-White, E., Loreau, M., Otway, S., Schmid, B., (2002). Overyielding in grassland communities: Testing the sampling effect hypothesis with replicated biodiversity experiments. *Ecology Letters*, 5, 502-511.
- IPCC, 2006. Good practice guidance on land use change and forestry in national greenhouse gas inventories. *Intergovernmental Panel on Climate Change*, Tokyo, Japan.
- Jones, M.B., Donnelly, A., 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist* 164, 423-439.
- Lauenroth, W.K., (1979) Grassland primary production: North American Grasslands in perspective. In: French, N.R. (ed.), *Perspectives in Grassland Ecology. Ecological Studies*. Springer-Verlag, New York, pp. 3-24.
- Lavorel, S., Garnier, E., (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16, 545-556.
- Ledgard, S.F., Schils, R., Eriksen, J. and Luo, J. (2009) Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural Research* 48, 209-226.
- Ledgard, S.F., Luo, J., Monaghan, R.M., (2011). Managing mineral N leaching in grassland systems. In: G.Lemaire, J; Hodgson and A. Chabbi (eds) *Grassland Productivity and Ecosystem Services*, CAB International, Wallingford, UK, pp. 83-91.
- Lemaire, G., Chapman, D., 1996. Tissue flows in grazed plant communities. In: J. Hodgson and A.W. Illius (eds), *The ecology and management of grazing systems*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 3-35.
- Lemaire, G., Wilkins, R., Hodgson, J., (2005) Challenges for grassland science: managing research priorities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108, 99-108.

- Lemaire, G., Da Silva, S.C., Agnusdei, M., Wade, M., Hodgson, J., (2009). Interactions between leaf life span and defoliation frequency in temperate and tropical pastures : a review. *Grass and Forage Science* 64, 341-353.
- Mac Leod, C.J.A., Ferrier, R.C., 2011. Temperate grasslands in catchment systems: the role of scale, connectivity and thresholds in the provision and regulation of water quality and quantity. In: G. Lemaire, J. Hodgson & A. Chabbi (eds) *Grassland Productivity and Ecosystem Services*. CAB International, Wallingford, UK. Pp 229-238.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, 504-509.
- Millénium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, D.C.
- Parsons, A.J., Rowarth, J., Thornley, J., Newton, P. (2011) Primary production of grasslands, herbage accumulation and use, and impacts of climate change. In: G. Lemaire, J. Hodgson and A. Chabbi, (eds), *Grassland Productivity and Ecosystem Services*, CAB International, Wallingford, UK, pp. 3-18.
- Parsons, A.J., Edwards, G.R., Newton, P.D.C., Chapman, D.F., Caradus, J.R., Rasmussen, S., Rowarth, J.S. (2011). Past lessons and future prospects: plant breeding for yield and persistence in cool-temperate pastures. *Grass and Forage Sciences*, 66, 153-172.
- Reynolds, S.G., Batello, C., Baas, S., Mack, S., (2005). Grasslands and forage to improve livelihoods and reduce poverty. In (ed. D.A. Gilloway): “*Grassland: a global resource*”, *Proceedings of the XXth International Grassland Congress, Dublin, Ireland*, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands, pp 323-338.
- Robert, M., Saugier, B., (2003). Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. *C.R. Geoscience*, 335, 577-595.
- Silvertown, J., Tallwin, J., Stevens, C., Power, S.A., Morgan, V., Emmett, B., Hester, A., Grime, J.P., Morecroft, M., Buxton, R., Poulton, P., Jinks, R. and Bardgett, R. (2010) Environmental myopia: a diagnosis and a remedy. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 451-462.
- Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20, 219-230.
- Soussana, J.F., Duru, M., (2007). Grassland science in Europe facing new challenges : biodiversity and global environment change. *CAB International Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 1, 72.
- Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V., (2010) Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4:3, 334-350.
- Tilman, D., Wedin, D., Knops, J., (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379, 718-720.
- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., (2006) Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, 441, 629-631.
- White, R.P. and Vannaselt, W. (2001) Still and Silent Ecosystems: Declining Grassland Biodiversity. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems*. EarthTrends 2001, World Resources Institute. Washington, DC 20002, USA.