

FÉDÉRATION WALLONIE – BRUXELLES
ACADÉMIE UNIVERSITAIRE WALLONIE – EUROPE
UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBOUX AGRO-BIO TECH

**BILAN DE CARBONE D'UNE PRAIRIE PÂTURÉE EN RÉGION WALLONNE :
EFFETS DU CLIMAT ET DE LA GESTION DU PÂTURAGE.**

Elisabeth JÉRÔME

Essai présenté en vue de l'obtention du grade de
Docteur en Sciences agronomiques et Ingénierie biologique

Promoteur : Pr. Marc AUBINET

2014

Copyright. Aux termes de la loi belge du 30 juin 1994, sur le droit d'auteur et les droits voisins, seul l'auteur a le droit de reproduire partiellement ou complètement cet ouvrage de quelque façon et forme que ce soit ou d'en autoriser la reproduction partielle ou complète de quelque manière et sous quelque forme que ce soit. Toute photocopie ou reproduction sous autre forme est donc faite en violation de la dite loi et de ses modifications ultérieures.

Jérôme Elisabeth (2014). Bilan de carbone d'une prairie pâturée en Région wallonne : effets du climat et de la gestion du pâturage (thèse de doctorat). Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique.

Résumé

Le stockage de carbone (C) dans les sols des écosystèmes prairiaux pouvant jouer un rôle significatif dans l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (GES) des systèmes d'élevage de bovins (dioxyde de carbone – CO₂, protoxyde d'azote – N₂O, méthane – CH₄), cette thèse étudie le bilan de C d'une prairie pâturée en Région wallonne et analyse plus particulièrement l'impact des conditions climatiques et de la gestion du pâturage sur ce bilan.

La parcelle d'étude est une prairie permanente de 4.22 ha gérée intensivement depuis plus de 50 ans par le pâturage de bovins de la race Blanc Bleu Belge culard et la fertilisation minérale et organique. Le mode de gestion mais également le climat sont représentatifs des exploitations d'élevage basées sur l'élevage de bovins producteurs de viande en Région Wallonne.

Les variations du stock de C du sol sont étudiées sur une période de trois ans en réalisant le bilan net des flux de C échangés à l'échelle de la parcelle. Cette approche prend en compte non seulement les flux de CO₂ et de CH₄ échangés entre l'écosystème et l'atmosphère mais également les flux de C organique aux frontières de la parcelle. Les flux de CO₂ sont mesurés par covariance de turbulence alors que les autres termes du bilan sont estimés sur base de données provenant directement de l'agriculteur, de prélèvements ponctuels et de mesures de la biomasse sèche au-dessus du sol.

Considérant uniquement l'assimilation et la respiration, l'écosystème se comporte en moyenne comme une faible source de CO₂, avec néanmoins une grande variabilité interannuelle. Celle-ci ne semble pas significativement reliée aux principales variables climatiques mais est principalement influencée par la gestion de la fertilisation. Tenant compte des autres flux, le site est neutre d'un point de vue du C. La gestion par l'agriculteur (fertilisation organique), mais également les conditions climatiques influençant la gestion (compléments), sont les principaux facteurs influençant le bilan. Les résultats

des flux de CO₂ et de C montrent donc que les pratiques de gestion jouent un rôle primordial dans la variabilité des flux de C de cette parcelle.

L'impact du pâturage sur les flux de CO₂, que ce soit à l'échelle saisonnière ou annuelle, n'apparaît pas de manière immédiate. Il est mis en évidence par des analyses et expériences complémentaires. Un premier impact, indirect, résulte de la consommation de biomasse, des excréments et de la compaction du sol par le bétail qui modifient l'assimilation et la respiration totale de l'écosystème. Celui-ci est quantifié sur base d'une étude de la variation de la productivité primaire brute à saturation de rayonnement (GPP_{max}) et de la respiration noire normalisée à une température de 10°C ($R_{d,10}$) pendant des périodes avec des charges en bétail fixées. En moyenne, GPP_{max} diminue durant les périodes pâturées et augmente durant les périodes non-pâturées, ce qui s'explique par la diminution de la biomasse au-dessus du sol et sa repousse, respectivement. De plus, les variations de GPP_{max} sont négativement corrélées à l'intensité du pâturage (définie comme le produit du taux de chargement et de la durée du pâturage). Au contraire, aucune évolution significative de $R_{d,10}$, à la fois durant les périodes pâturées et non-pâturées, n'est observée ce qui est probablement dû à des effets antagonistes du pâturage sur les composantes de la respiration. Un deuxième impact, direct, résulte de la respiration du bétail qui s'ajoute à la respiration totale de l'écosystème. Celui-ci est quantifié sur base d'expériences de confinement du bétail. Le flux net échangé par la parcelle est comparé entre des jours successifs de climats similaires, le bétail étant confiné (≈ 26 unités gros bétail ha⁻¹) ou retiré de la zone principale d'influence du dispositif de covariance de turbulence. Les résultats obtenus sont validés par des mesures indépendantes basées sur l'ingestion du bétail durant le confinement.

Finalement, l'établissement et l'analyse du bilan de C d'une prairie pâturée de notre région permet de voir que, tenant compte des conditions climatiques et de la gestion durant les trois années étudiées, la parcelle est neutre du point de vue des échanges de C. Concrètement, cela signifie que les émissions liées à la fertilisation (N₂O) et au pâturage (CH₄) de la parcelle ne sont pas partiellement compensées par une séquestration de C par la parcelle. Néanmoins, la gestion étant le principal facteur influençant le bilan, des mesures d'adaptation visant à augmenter le stockage de C dans le sol existent. Si de telles mesures sont étudiées, une approche globale, estimant conjointement le bilan de C et les autres flux de

GES serait nécessaire, afin de voir si ces mesures d'adaptation n'induisent pas des émissions supplémentaires de N₂O et de CH₄.

Jérôme Elisabeth (2014). Carbon balance of a grazed grassland in southern Belgium: impact of climatic conditions and grazing management (PhD thesis). University of Liege – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgium.

Summary

As grassland carbon (C) sequestration can play an important role in mitigating total greenhouse gas (GHG) emissions of livestock production systems (carbon dioxide – CO₂, nitrous oxide – N₂O, methane – CH₄), this PhD investigates the C balance of an intensively managed grazed grassland in the temperate climate of southern Belgium. It analyses more particularly impact of climatic conditions and management practices on the C balance.

The research site is a permanent grassland, covering 4.22 ha, intensively used for more than 50 years for Belgian Blue cattle grazing with the application of organic and inorganic fertilizers. Management practices but also climatic conditions are representative of livestock production systems developed in southern Belgium.

Over a three years study period, soil C stock variations are determined indirectly by measuring the balance of C fluxes at the system boundaries. This approach not only takes into account CO₂ and CH₄ exchanged with the atmosphere but also organic C imports (manures, complementary feedings), exports (harvests, animal products) and C lost through leaching. CO₂ fluxes are measured by eddy covariance while other C fluxes are estimated from data provided directly by the farmer, from punctual measurements and from aboveground herbage mass measurements.

Considering only assimilation and respiration, the ecosystem behaves, on average, as a weak CO₂ source, although the interannual variability is large. Interannual variability seems not to be significantly correlated with the main environmental drivers but rather influenced by fertilization management. Taking other C fluxes into account, the site appears as being at equilibrium. Management (organic fertilization), as well as climatic conditions that dictated them (complementary feeds), are the principal factors influencing the C balance. Finally, results show that management practices were the key control of the C flux variability at this grassland.

Grazing impact on CO₂ fluxes appears not explicitly at the seasonal and annual scale. It is therefore quantified by developing innovative eddy covariance data analyses and experiments. For that, indirect and direct grazing impacts are separated. Indirect impact results from biomass consumption, excretion deposits and soil compaction by cattle modifying CO₂ exchanges. To quantify it, the variation during periods with fixed stocking rate of gross primary productivity at light saturation (GPP_{max}) and normalised dark respiration ($R_{d,10}$) is analysed. On average, GPP_{max} decreases during grazing periods and increases during non-grazing periods. This could respectively be explained by aboveground biomass reduction and re-growth. In addition, GPP_{max} variations are negatively correlated to grazing intensity (defined as the product of the stocking rate and the grazing duration). On the contrary, no significant evolution of $R_{d,10}$ is found during both grazing and non-grazing periods, probably due to a combination of opposing effects of grazing on the total ecosystem respiration components. Direct impact results from livestock CO₂ emissions through respiration that adds to the total ecosystem respiration. It is emphasized through specific designed livestock confinement experiments. Net CO₂ exchange is compared on successive days with similar climatic conditions, livestock being confined (≈ 26 livestock units ha⁻¹), or not, in the main wind direction area of the eddy covariance set-up. Results obtained are corroborated by independent estimates based on the C ingested by cattle during confinement.

Finally, the C balance analysis of this particular grazed grassland in southern Belgium reveals that, taking into account the climatic conditions observed and the management practices developed over the three study years, the site is C neutral. This means that GHG emissions linked to fertilization (N₂O) and grazing (CH₄) are not partly mitigated by soil C sequestration. However, we conclude that, management practices being the main factor controlling the C balance, strategies to enhance soil C sequestration exist. If those kinds of management practices are studied, a global approach, taking into consideration both the C fluxes and other GHG fluxes, would be required to see if they do not induce supplementary N₂O and CH₄ emissions.

Remerciements

J'adresse mes remerciements à la Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement, Département du Développement, Direction de la Recherche qui a financé le projet intitulé « Etablissement du bilan de carbone d'une exploitation agricole pratiquant le système allaitant : effets du climat et de la gestion du pâturage », en parallèle duquel s'inscrit cette thèse de doctorat.

Les remerciements... Une des parties les plus sympas à rédiger (regain d'inspiration...). Moi qui ne me prédestinais pas du tout à faire une thèse, je me suis vue embarquée dans cette aventure il y a de cela un peu plus de quatre ans.

C'est très sincèrement que je remercie en premier mon promoteur, **Marc Aubinet**, qui m' a proposé ce projet. Merci pour votre grande disponibilité, votre soutien sans faille lorsqu'il fallait défendre le projet, la qualité de la formation scientifique dont j'ai pu bénéficier et la confiance témoignée. Particulièrement, merci pour les innombrables relectures d'articles (pas toujours facile...). Merci enfin également de m'avoir proposé un tel projet d'actualité et une première expérience professionnelle plus qu'épanouissante.

Mes remerciements s'adressent également à **Adrien Paquet**. Merci pour ces années de collaboration, pour ta disponibilité, ta bonne humeur lors de la mise en place des dispositifs expérimentaux et pour avoir toujours fait en sorte que nos recherches se passent dans les meilleures conditions possibles. C'est, je pense, assez rare qu'une collaboration scientifique puisse aussi bien se passer.

Un énorme merci à ma chère collègue et non moins « grande » amie **Steph**. Durant ces quatre années, tu as été un rayon de soleil quotidien. Merci pour ta bonne humeur, ton humour, tes attentions, ton soutien tant au niveau professionnel que personnel. Merci d'avoir joué le rôle de coach lorsqu'il le fallait. Je retiendrais également tous les moments passés avec ta famille : **Titi, Antoine, tes parents** et tous **tes frères et sœurs**. Quel bonheur !

Merci à tout le reste de l'équipe de l'Unité de Physique des Biosystèmes : merci à **Bernard Heinesch**, sûrement pas pour tout le travail délégué, mais plutôt pour tous les bons moments passés en congrès, les temps de midi, etc. Plus sérieusement merci aussi pour le suivi de la thèse et du site durant ces derniers mois. Un merci tout particulier à **Henri** et **Frédérique** qui se sont occupés du site de mesures. Merci aussi à **Alain, Pierre, Katia, Anne, Aurélie, Expedit**, les anciens **Pauline** et **Quentin** ainsi qu'aux nouveaux arrivants de ces derniers mois. Merci à tous pour les bons moments passés lors des apéros, les soupers de Noël, les anniversaires, etc. Merci enfin à **Bernard Longdoz** pour sa gentillesse et sa positive attitude qu'il nous transmettait à Steph et moi.

Je n'aurais pas pu avoir également toutes mes données sans **Jean-Christophe** qui a passé énormément de temps sur le terrain pour moi. Merci pour tout le travail accompli.

Merci aux autres personnes associées à ce projet : Notamment **Bernard Bodson** mais surtout **Christine** : merci pour le suivi scientifique et les relectures d'articles, ta bonne humeur pendant les réunions, tous les coups de téléphone et les mails échangés. Merci également à **Yves** pour son investissement dans le projet et sa disponibilité. Merci aussi à tous ceux qui, d'un point de vue scientifique, m'ont aidée et encouragée à mener ce travail à terme.

Je n'aurais probablement pas décidé de faire cette thèse si, toi, ma chère **Anouk**, tu n'avais pas décidé d'en faire une également. En quelque sorte, l'amitié qui nous lie depuis plus de 25 ans maintenant nous aura guidées à chacune des étapes importantes de nos vies. Merci pour tous les moments partagés pendant nos études, nos années de collocation et encore après malgré la distance. Merci pour le soutien durant les moments importants de ma vie. Merci de m'avoir choisi comme Marraine. Vivement les anniversaires avec **Robin, Johnny** et **toute la famille**.

Merci à ma « copine » **Natha** pour tous les moments partagés, tout particulièrement durant ces deux dernières années... Que de discussions..., de soirées filles devant PBLV, de sorties, de coups de téléphone, de moments avec ta famille, ma famille, etc. Vives nos vacances et l'UCPA. Bref, vive toi !

Merci aussi à **Fredou** et **Jeannette** pour tous les moments passés ensemble et aussi pour votre présence et vos encouragements. Dans la même veine mais pour ne pas trop se répéter, merci à **Marie**,

Nana, Phinou, Mathilde, Lapinou (mon meilleur ami...), **Emi**. Sans oublier **Abi** (qui ne lira de toute façon jamais ces remerciements...). Un merci tout particulier également à **Julie** et **Marie** (et leur homme respectif, **Tom** et **François**) : vous rencontrer, c'était l'une des choses les plus extras de l'année dernière !

Un immense merci à toute la famille Pirotte : spécialement à ma **Marraine**, qui depuis toujours me rend la vie plus belle (pourtant, la vie n'est pas toujours facile, comme dirait Sinette...). Merci pour les encouragements, merci de toujours m'accueillir avec le sourire, merci de faire autant de choses au quotidien pour moi. Merci pour tous les moments passés en équipe durant les courses d'endurance ou en famille, notamment durant les soirées « The Voice ». Tout cela ne serait pas possible sans toutes les autres personnes de la famille : un énorme merci donc à **Robert, Zoé** (la plus belle et la plus géniale de toutes les cousines), **Nico, Christine** (ne pleure pas en lisant ces remerciements), **Yves, Sinette, Maggy, Rolly** et tous les autres.

Merci aussi **Sylvie** pour ta générosité et pour m'avoir fait réussir mon permis van (ça n'était pas gagné...).

Merci à **mes parents** qui sont présents à chaque étape importante de ma vie et me soutiennent dans tous les projets que j'entreprends. Merci de vous investir autant dans ma vie, tout en me laissant prendre mes propres décisions. Merci à ma chère **Maman** surtout qui supporte toutes mes humeurs depuis tant d'années... Merci enfin à l'ensemble de ma famille. Ce serait trop long de citer tout le monde mais mention spéciale à : **Doudou, Pépère** et **Mamy, Grand-mère, Parrain**, mes supers filleuls **Maurine** et **Nathan** et enfin mes cousines adorées **Gé, Méla, Marie, Julie** et **Esther**.

Une spéciale dédicace à **Laurent Ruquier** et toute son équipe de chroniqueurs qui ont rythmé les longues après-midi de rédaction avec leur émission « On va s'gêner » sur Europe 1. Un régal !

Finalement, merci à toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont fait partie de ma vie durant ces quatre dernières années que ça soit à la fac (vive le mess, les verres en terrasse, les joggings sur le temps de midi, etc.) ou autre part. Merci pour tous les moments partagés. J'espère qu'elles se

reconnaîtront... Vous avez pleinement contribué à mon épanouissement et sans aucun doute donc à l'aboutissement de ce projet que fut la thèse.

Table des matières

Introduction	1
1 Contexte général.....	1
2 Cadre de la thèse.....	2
3 Stratégie scientifique	5
3.1 Principe général.....	5
3.2 Caractéristiques du site de mesure	6
3.3 Mesures envisagées	8
4 Mesure des flux de gaz à effet de serre par covariance de turbulence	9
4.1 Intérêt.....	9
4.2 Théorie de la covariance de turbulence	10
4.2.1 Incertitudes sur les flux de nuit	12
4.3 Système de mesure de covariance de turbulence.....	13
4.4 Traitement des données.....	15
Objectifs	17
Article 1.....	21
Article 2.....	39
Article 3.....	91
Discussion	103
1 Bilan de carbone.....	103
1.1 Conséquences du bilan de carbone sur le bilan de gaz à effet de serre	107
2 Effets du climat et des pratiques culturales	108
2.1 Effets sur les flux de dioxyde de carbone.....	108
2.2 Effets sur les autres termes du bilan de carbone.....	110
3 Gestion du pâturage.....	110
3.1 Gestion du pâturage pendant les épisodes de sécheresse	114
Conclusions et perspectives d'amélioration du bilan de carbone.....	117
Références	121

Liste des figures

Figure 1 : Représentation schématique des échanges de gaz à effet de serre à l'échelle d'une exploitation d'élevage de bovins producteurs de viande (flèche discontinue : émissions indirectes ; flèches continues : émissions directes). Crédit dessin : Julie Dumortier.

Figure 2 : Dispositif de covariance de turbulence mis en place sur la parcelle de l'observatoire terrestre de Dorinne.

Figure 3 : Représentation schématique des procédures d'acquisition, de traitement et de stockage des données de covariance de turbulence (adapté de Aubinet et al., 2000).

Figure 4 : Stockage de carbone (C) des prairies permanentes selon les pratiques culturales (d'après Dollé et al., 2013).

Introduction

1 Contexte général

Actuellement, la problématique du réchauffement climatique fait régulièrement la une de l'actualité par le biais, le plus souvent, d'événements exceptionnels ou d'idées chocs qui, relayés et amplifiés par bien des médias, marquent profondément l'esprit des citoyens. Le dernier rapport du Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat – GIEC (IPCC, 2013), selon lequel le réchauffement du système climatique est sans équivoque, a une fois de plus renforcé la crédibilité scientifique et sociétale de la réalité des changements climatiques (Soussana, 2013). Spécifiquement, c'est la confrontation des scénarios climatiques pour le 21^{ème} siècle et des observations récentes qui permet d'attribuer les changements observés, au-delà des facteurs naturels, au renforcement du mécanisme de l'effet de serre par l'action de l'homme (Soussana, 2013). Quels que soient les efforts de réduction des émissions de gaz à effet (GES) qui seront déployés, des changements importants sont inéluctables du fait de l'inertie du système climatique. La question des changements climatiques a donc cessé d'être une question strictement scientifique concernant un avenir lointain pour devenir un enjeu majeur pour la société, les politiques et les acteurs privés (Soussana, 2013). Partant des objectifs de réduction des émissions de GES engagés à l'échelle mondiale (Kyoto et ses suites), européenne (réduction des émissions de GES de 80 à 95% en 2050 par rapport au niveau de 1990) et nationale (transition de la Belgique vers une société bas carbone à l'horizon 2050), il est manifeste que tous les secteurs de l'activité humaine et économique doivent contribuer aux efforts de réduction.

Depuis plusieurs années, le secteur de l'agriculture et surtout celui de l'élevage sont régulièrement pointés du doigt pour leur contribution significative aux émissions de GES et sont donc perçus comme étant préjudiciables à l'environnement. A l'échelle mondiale, les systèmes d'élevage génèrent, compte tenu des émissions directes et indirectes, pratiquement 20% des émissions anthropiques globales. Ce chiffre comprend les émissions de l'ensemble de la filière, depuis la production des aliments en amont jusqu'à la fabrication et le transport des produits alimentaires en aval (Steinfeld et al., 2006). Ces

systèmes agricoles sont principalement émetteurs de trois GES, à savoir : le dioxyde de carbone (CO₂), le protoxyde d'azote (N₂O) et le méthane (CH₄). La spécificité de ces émissions est qu'elles sont contrôlées par l'action de l'homme sur des processus naturels (Soussana et al., 2013). Ainsi, selon Steinfeld et al. (2006), les systèmes d'élevage sont responsables de 9% des émissions anthropiques de CO₂, 65% des émissions anthropiques de N₂O et 37% des émissions anthropiques de CH₄. Au vu de son poids dans les émissions globales, le secteur de l'élevage est donc appelé à réduire lui aussi ses émissions de GES. De plus, les changements climatiques ayant déjà des impacts sur la production alimentaire au travers d'évènements climatiques extrêmes (Coumou et Rahmstorf, 2012 ; Lobell et al., 2011), il devra également s'adapter (Soussana, 2013). L'un des grands défis du secteur agricole pour ce 21^{ème} siècle sera donc d'assurer une sécurité alimentaire pour une population mondiale qui sera comprise, selon les projections, entre 8 et 10 milliards d'habitants en 2050, tout en évitant des changements environnementaux dangereux (Soussana et al., 2012 ; Rockström et al., 2009).

2 Cadre de la thèse

Cette thèse s'inscrit dans le cadre d'une subvention de recherche de la Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement ¹ allouée à l'Unité de Physique des Biosystèmes de l'Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. Le projet s'intitule « Etablissement du bilan de carbone d'une exploitation agricole wallonne pratiquant le système allaitant : effets du climat et de la gestion du pâturage ».

¹ Projets n° D31-1235 (Janvier 2010-Décembre 2011) et n° D31-1278 (Janvier 2012-Décembre 2013) ; Service public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement, Département du Développement, Direction de la Recherche, Belgique.

Réfuter le rôle de l'élevage, et plus globalement des activités agricoles, sur le réchauffement climatique n'est pas le but poursuivi. Le reconsidérer et l'objectiver au travers de son inventaire au niveau de notre région l'est bien davantage. De fait, de grandes incertitudes subsistent toujours sur le bilan de GES des systèmes de production animale. De plus, même s'il existe un potentiel considérable d'atténuation des émissions (IPCC, 2007), il n'existe pas de pratiques universellement transposables. Le bilan de GES des exploitations d'élevage et les stratégies de réduction doivent donc être évalués de manière individuelle. C'est pourquoi, il est apparu pertinent d'établir un inventaire de la contribution nette des systèmes de production animale en Région wallonne aux flux des trois principaux gaz à effet de serre mis en jeu dans les activités d'élevage (CO₂, CH₄ et N₂O). Cet inventaire doit permettre, à long terme, d'étudier les possibilités de réduction des émissions nettes par des adaptations des modes de conduite et des systèmes de production tout en conciliant les objectifs économiques et sociaux de l'activité agricole en Région wallonne.

En Région wallonne, le secteur agricole est fortement dominé par les élevages et principalement par l'élevage de gros ruminants. Sur les 13 306 exploitations wallonnes, 9 577 détiennent des bovins, soit 72% d'entre elles. Précisément, on dénombre 1 212 884 bovins. Suite au contingentement de la production laitière et l'instauration des quotas laitiers en 1984, le secteur s'est considérablement restructuré et on a assisté les années qui ont suivi à un important accroissement de la production de viande bovine à partir des vaches allaitantes. Ce n'est cependant plus le cas depuis 1995 et, suite la seconde crise de la vache folle, le cheptel allaitant tend même à diminuer. A ce jour, sur un total de 498 740 vaches en production, 59% sont des vaches allaitantes et 41% des vaches laitières. De plus, les exploitations ont tendance à se spécialiser. Sur les 9 577 exploitations détenant des bovins, 4 139 détiennent des vaches laitières et 7 248 des vaches allaitantes. Avec la race Blanc Bleu Belge dont l'effectif représente près de 54% du total des vaches recensées en Région wallonne, les exploitations bovines sont résolument orientées vers la production de viande (SPW, 2014).

Les systèmes de production de bovins viandeux en Région wallonne sont fondamentalement basés sur la prairie pour fournir du fourrage aux ruminants, soit directement durant la saison de pâturage, soit

sous forme de foin ou d'ensilage durant la période hivernale (Devun et al., 2013 ; Flechard et al., 2007). Sur les 714 954 ha de surface agricole utile (SAU) en Région wallonne, soit 54% de la SAU nationale, les prairies couvrent à elles seules 45% de la SAU de notre région. La prépondérance des prairies dans le paysage wallon se justifie par des contraintes climatiques ou agronomiques. En effet, dans certaines régions, la somme des températures et la durée de végétation active sont faibles et limitent considérablement le choix de cultures susceptibles d'atteindre la maturité avant la récolte avec certitude. Dans d'autres régions, les prairies s'imposent davantage en raison de la nature du sol, la disposition des parcelles ou encore le relief du territoire. C'est pourquoi, les prairies en Région wallonne ne peuvent pas, pour la plupart, être remplacées par des cultures et sont donc des prairies obligées que seuls les ruminants sont habilités à valoriser au mieux. En effet, grâce à la présence d'un rumen en amont de l'estomac, les bovins sont les seuls animaux capables de transformer la biomasse herbacée en produits de grande valeur nutritionnelle pour l'homme, tels que le lait et/ou en l'occurrence, la viande.

Dans ce contexte, il est opportun de dresser le bilan de GES des exploitations agricoles wallonnes basées sur l'élevage de bovins producteurs de viande. Celles-ci utilisent principalement la race Blanc Bleu Belge culard. Face à la complexité du problème, cet inventaire se limite, dans le cadre de ce projet, à la spéculation « vaches allaitantes » étant donné que ces exploitations représentent 7248 unités soit 76% des détenteurs de bovins en Région wallonne. Ces exploitations détiennent principalement des vaches allaitantes, les veaux non sevrés de l'année et les femelles de remplacement.

Les objectifs spécifiques poursuivis dans le cadre de ce projet, tels que définis initialement, sont de :

Objectif 1 : Mettre en place une méthodologie d'établissement du bilan carboné.

Objectif 2 : Réaliser le bilan des flux de CO₂ et de CH₄ d'une exploitation agricole du type « naisseur-éleveur ».

Objectif 3 : Proposer des itinéraires techniques qui permettent d'améliorer ce bilan tout en conciliant les objectifs économiques et sociaux de l'activité agricole dans notre région, et contribuer ainsi à la durabilité du système allaitant en Région wallonne.

Cette thèse de doctorat s'attache à répondre au premier et au deuxième objectif et s'intéresse plus particulièrement aux flux de C échangés à l'échelle d'une prairie permanente d'une exploitation agricole de référence de notre région. Le troisième objectif est abordé lors de la discussion des résultats expérimentaux obtenus et remis en avant dans les perspectives.

3 Stratégie scientifique

3.1 Principe général

Réaliser le bilan de GES d'une exploitation agricole requiert une quantification précise de tous les puits et les sources de GES. Pour ce faire, l'exploitation étudiée est généralement décomposée en un certain nombre de compartiments. L'étude des échanges de GES par gaz ou par poste revêt un intérêt pour l'acquisition de connaissances sur les mécanismes d'émission et l'identification des leviers d'action (Dollé et al., 2013). Un schéma est repris à la Figure 1. A cette échelle, les trois principaux GES entrant en jeu dans les activités d'élevage (CO_2 , N_2O et CH_4) sont émis de manière directe et indirecte dans l'atmosphère. Sont donc comptabilisées : les émissions indirectes principalement liées aux quantités et à la nature des intrants nécessaires aux productions animales et les émissions directes liées à la consommation d'énergie fossile, au stockage des effluents et aux bovins à l'étable. Une exploitation de type « naisseur-éleveur » base généralement son système d'alimentation essentiellement sur la valorisation des surfaces prairiales. Par conséquent, le bilan de GES doit tenir compte du fait que ces systèmes d'élevage sont liés au système herbager et comptabiliser les flux de GES directement échangés à l'échelle de ces écosystèmes (Dollé et al., 2013). Cela est d'autant plus nécessaire que ces flux participent de manière non négligeable au bilan global et qu'ils constituent l'une des plus grandes sources d'incertitudes sur ce bilan (Dumortier et al., 2012 ; Scollan et al.,

2010). De plus, ces échanges sont fortement variables selon les conditions climatiques et les modes de gestion et peuvent donc l'influencer significativement (Soussana et al., 2010). Enfin, il est important de constater que la prairie est le seul compartiment qui peut se comporter soit comme une source, soit comme un puits de GES. En l'occurrence, le stockage de C sous forme de CO_2 dans le sol est l'une des principales voies d'atténuation des émissions de GES à l'échelle de la parcelle. Ces dernières années, de nombreuses études se sont d'ailleurs attachées à l'étude du bilan de C des prairies (Soussana et al., 2010) afin de pouvoir développer des pratiques de gestion capables d'améliorer le stockage de C tout en limitant les émissions de CH_4 et de N_2O . Dans cette optique, cette thèse de doctorat analyse le bilan de C et les échanges de CO_2 d'une prairie pâturée en Région wallonne.

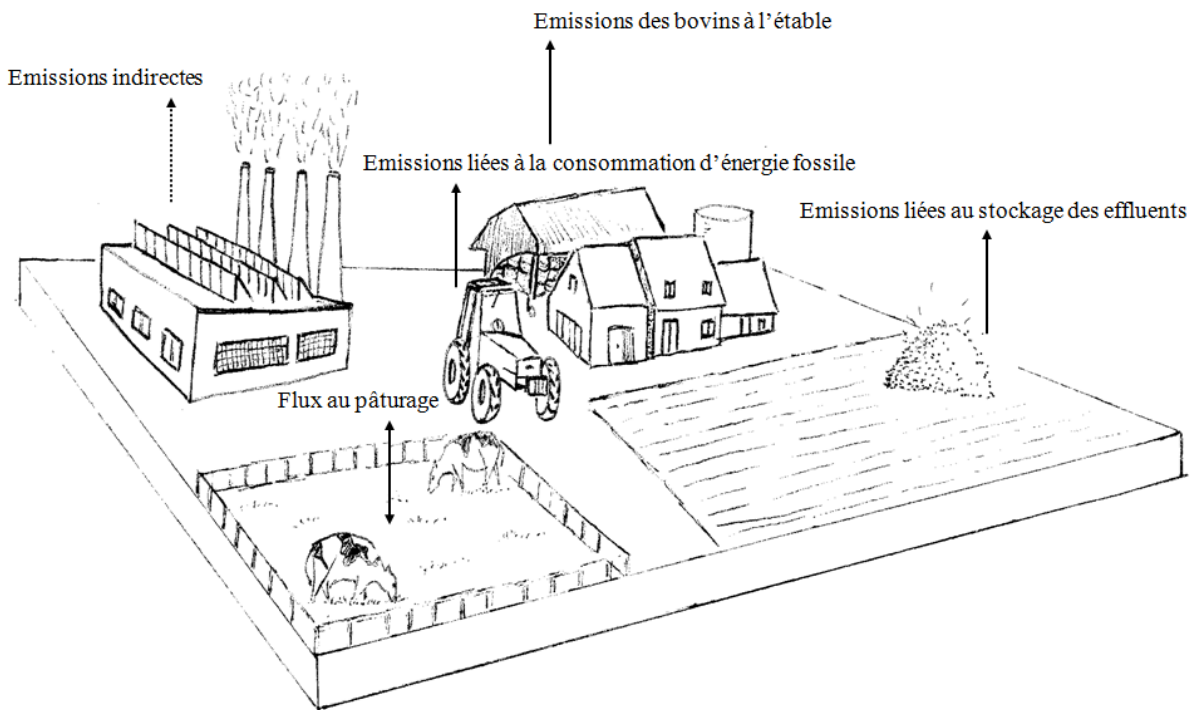


Figure 1 : Représentation schématique des échanges de gaz à effet de serre à l'échelle d'une exploitation d'élevage de bovins producteurs de viande (flèche discontinue : émissions indirectes ; flèches continues : émissions directes). Crédit dessin : Julie Dumortier.

3.2 Caractéristiques du site de mesure

Les recherches sont menées à l'observatoire terrestre de Dorinne. Ce site est situé sur la commune d'Yvoir, à 18 km au sud/sud-ouest de Namur, dans le Condroz. La parcelle d'étude est une prairie

permanente de 4.22 hectares. Le relief est dominé par une large dépression colluviale orientée sud-ouest/nord-est au sein du plateau limoneux sur substrat calcaire et/ou argileux. Les altitudes sont comprises entre 240 (nord-est) et 272 mètres (sud). Actuellement, elle est bordée au nord par une rangée d'arbres. L'examen des formes du relief laisse supposer que d'autres haies existaient au sein de la parcelle et qu'au pied de celles-ci les colluvions s'accumulaient, ce qui a provoqué une modification du profil le long de l'axe colluvial principal. La carte des sols indique l'existence dans le passé de fosses d'extractions de matériaux qui devaient être argileux au regard de la carte géologique (non présenté). A d'autres endroits, le substrat sous les limons semble plus sableux. D'après la carte numérique, les sols sont principalement des sols colluviaux sur matériaux limono-caillouteux, à drainage naturel normal (A-Gbp1) ou modéré à faible (A-GDp1, en haut et en bas de l'axe colluvial de la parcelle). En bordure de plateau, on retrouve des sols limoneux à horizon BT de faible épaisseur sur un substrat indéterminé (xAba) ou argilo-sableux (wAba) et des sols sur silexite (wGbax2). L'ensemble est relativement typique des sols condruziens associés aux plages de limons éoliens sur calcaires.

La parcelle est bordée au sud et au nord-ouest par deux autres parcelles appartenant à l'agriculteur. Elle a été convertie en prairie permanente depuis au moins 50 ans et est gérée depuis lors intensivement par le pâturage et la fertilisation (minérale et organique). Les espèces constituant la flore de la parcelle sont caractéristiques des prairies permanentes des régions tempérées. Elle est en effet composée de 66% de graminées, 16% de légumineuses et 18% d'autres espèces. Les espèces dominantes sont le Ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.) et le Trèfle blanc (*Trifolium repens* L.). La prairie fait l'objet, au cours du cycle de croissance de l'herbe, d'un pâturage par des bovins de la race Blanc Bleu Belge culard (jeune bétail, vaches gestantes, vaches allaitant leur veau, taureau) et éventuellement d'une coupe destinée à constituer les réserves hivernales. Elle est exploitée sous la forme d'un pâturage de plus ou moins longue durée (3 à 4 semaines) suivi d'une période de repousse sans les animaux. Ce mode de gestion est proche du pâturage continu et est défini par l'agriculteur de manière à combiner au cours du temps une production de biomasse végétale importante et une

valorisation maximale de cette biomasse par les animaux. La gestion de la prairie doit donc permettre une croissance suffisante de l'herbe afin de produire cette biomasse herbacée. Les périodes de pâturage et de repousse sans bétail se succèdent au rythme de la croissance du tapis herbacé et de sa consommation par le bétail. Dans ce contexte, les conditions climatiques jouent un rôle prépondérant sur la période d'occupation et le chargement instantané est adapté si nécessaire. Ce mode de gestion s'opère en utilisant un nombre plus ou moins réduit d'animaux par unité de surface durant la période de pâturage proprement dite. Il peut par ailleurs être adapté durant toute la période active de végétation en modifiant la charge animale par unité de surface de manière à maintenir en permanence un couvert végétal d'une hauteur comprise entre 5 et 10 cm. Ainsi, en période d'abondance végétale, la charge peut être ponctuellement augmentée, alors qu'elle est diminuée en période d'insuffisance végétale. Une alimentation complémentaire (ensilage de maïs, foin, mélange de paille et de ProtiWanze®) est éventuellement distribuée au bétail durant les périodes de pâturage. Des fertilisants, sous forme d'engrais minéraux industriels et/ou de compost, sont appliqués à plusieurs reprises tout au long de la saison de croissance.

3.3 Mesures envisagées

Afin d'étudier les échanges de CO₂ et d'établir le bilan de C de la parcelle d'étude, de nombreuses mesures sont effectuées.

A l'échelle de l'écosystème (ha), un dispositif mesure automatiquement, en continu et à haute fréquence les flux turbulents en utilisant la technique de covariance de turbulence. Le flux net de CO₂ échangé entre l'écosystème prairial et l'atmosphère est ensuite calculé pour une demi-heure. Ce flux est la différence entre le CO₂ absorbé par l'écosystème lors de la photosynthèse et le CO₂ réémis par la respiration des plantes et du sol auquel il faut ajouter, durant les périodes de pâturage, les émissions de CO₂ du bétail. Pour connaître les conditions climatiques dans lesquelles se produisent les échanges et pour étudier les réponses de ces flux aux variables climatiques, une station micro-météorologique complète le dispositif de covariance de turbulence (mesures continues).

A l'échelle de la mini parcelle (jusqu'à quelques m²), des échantillons de biomasse sont prélevés régulièrement au cours de la saison de végétation. La hauteur d'herbe de la prairie est également suivie chaque semaine afin d'estimer la quantité de matière sèche disponible sur la parcelle à un moment donné. Ces mesures permettent d'estimer la production nette de biomasse au dessus du sol et la quantité de biomasse consommée par le bétail. Elles permettent également de déduire la quantité de CH₄ et de CO₂ émis par le bétail ou encore la quantité de C rejeté sous forme d'excrétions par le bétail, et ce, à l'échelle de la parcelle et pour une période de temps déterminée (mesures régulières).

Les quantités de C éventuellement exporté sous forme de foin ou d'ensilage, importé par épandage ou sous forme de nourriture complémentaire sont également mesurées. Des prélèvements ponctuels sont effectués à cette fin lors de ces opérations. La durée des périodes de pâturage, le chargement instantané et les performances des animaux sont également relevées (mesures ponctuelles).

4 Mesure des flux de gaz à effet de serre par covariance de turbulence

4.1 Intérêt

Pour mesurer les flux de GES échangés entre un écosystème terrestre et l'atmosphère, différentes méthodes existent (Denmead, 2008). Le choix de l'une ou l'autre dépend des moyens techniques disponibles et des objectifs à atteindre (échelle de mesure, type de flux, etc.) (Soussana et al., 2006). A l'échelle de la parcelle, les mesures micro-météorologiques ont l'avantage à la fois de rendre compte de la variabilité temporelle et d'intégrer la variabilité spatiale. Ainsi, la méthode des fluctuations turbulentes consiste à mesurer le flux net en effectuant la moyenne semi-horaire des produits instantanés de la composante verticale de la vitesse du vent et de la concentration du gaz. Les bases théoriques et les modes de mise en œuvre de cette méthode ont été revus récemment par Aubinet et al. (2012a). Malgré les difficultés de réaliser ces mesures en continu et de développer des algorithmes d'évaluation des données manquantes (Falge et al., 2001), cette technique est celle qui fournit le taux de couverture de données le plus élevé. Elle permet donc un suivi à long terme des flux (de plusieurs

mois à plusieurs années) avec une haute résolution temporelle et offre ainsi la possibilité de cerner des épisodes spécifiques d'émission ou de séquestration des GES. Cette méthode fournit également une évaluation des flux intégrée sur une grande surface (≈ 1 ha) (Aubinet et al., 2012a). Cette intégration a d'une part l'avantage de gommer la variabilité spatiale des flux et de fournir une estimation représentative de l'échange net de l'écosystème et d'autre part le désavantage de fournir un flux net qui résulte de la combinaison de processus distincts qu'il n'est pas toujours facile de distinguer (Reichstein et al., 2005). Si la méthode de covariance de turbulence est actuellement la plus répandue pour mesurer en continu le flux net de CO_2 échangé par les écosystèmes terrestres (Gilmanov et al., 2007 ; Soussana et al., 2007), elle est encore peu utilisée pour des composés tels que le N_2O et le CH_4 (Kroon et al., 2010 ; Neftel et al., 2010 ; Skiba et al., 2009 ; Neftel et al., 2007 ; Leahy et al., 2004 ; Edwards et al., 2003), du fait notamment du coût élevé des analyseurs.

4.2 Théorie de la covariance de turbulence

Les mesures par covariance de turbulence se basent sur le fait que la couche limite atmosphérique est caractérisée par la présence de mouvements turbulents responsables du transport vertical de traceurs tels que le CO_2 , la vapeur d'eau ou encore la chaleur sensible. Cette méthode nécessite la mesure simultanée de la concentration du traceur et de la vitesse verticale du vent (Aubinet et al., 2012a). La théorie de la méthode de covariance de turbulence se fonde sur l'équation de conservation de la masse (Foken et al., 2012) :

$$\frac{\partial \rho_s}{\partial t} + u \frac{\partial \rho_s}{\partial x} + v \frac{\partial \rho_s}{\partial y} + w \frac{\partial \rho_s}{\partial z} = S + D \quad (1)$$

Où ρ_s est la concentration du scalaire considéré (mol m^{-3}) ; u , v , w sont les trois composantes de la vitesse du vent (m s^{-1}), respectivement dans la direction moyenne du vent (x), dans la direction horizontale perpendiculaire à celle-ci (y) et dans la direction perpendiculaire à la surface de

l'écosystème (z) ; S est le taux de production ou d'absorption du scalaire ρ_s ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) ; D est la diffusion moléculaire ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), négligeable par rapport aux autres processus.

Si la décomposition de Reynolds, qui consiste à décomposer la valeur instantanée d'une variable x en une valeur moyenne et une fluctuation autour de cette moyenne : $x = \bar{x} + x'$, est appliquée sur u , v , w et au scalaire ρ_s (les barres horizontales désignent les moyennes et les primes les fluctuations par rapport à cette moyenne), que la moyenne de chaque terme de l'équation supra et une série d'approximations simplificatrices sont effectuées, on obtient, après intégration selon la verticale (Foken et al., 2012) :

$$\int_0^{h_m} S dz = \underbrace{\overline{w' \rho_s'}}_I + \underbrace{\int_0^{h_m} \frac{\partial \bar{\rho}_s}{\partial t} dz}_{II} + \underbrace{\int_0^{h_m} \bar{u} \frac{\partial \bar{\rho}_s}{\partial x} dz}_{III} + \underbrace{\int_0^{h_m} \bar{w} \frac{\partial \bar{\rho}_s}{\partial z} dz}_{IV} + \underbrace{\int_0^{h_m} \bar{v} \frac{\partial \bar{\rho}_s}{\partial y} dz}_{V} \quad (2)$$

Tous les termes de l'Equation 2 s'expriment en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Le terme I correspond à l'échange net du gaz considéré entre l'écosystème et l'atmosphère. Dans le cas du CO_2 , il est noté F_{CO_2} .

Le terme II est le flux turbulent, covariance de la composante verticale de la vitesse du vent et de la concentration du scalaire à la hauteur h_m . Il est mesuré par le dispositif de covariance de turbulence. Dans le cas du CO_2 , il est noté F_c .

Le terme III représente le stockage du scalaire sous le point de mesure. Spécifique au CO_2 , il est généralement noté S_c . En conditions turbulentes, typiques des journées et des nuits venteuses, S_c est faible. Inversement, les nuits calmes, l'écosystème respirant, le CO_2 s'accumule à la surface de l'écosystème. Au petit matin, le CO_2 stocké durant la nuit est relâché par turbulence ou assimilé par l'écosystème. La moyenne journalière de S_c est alors nulle. Par conséquent, à long terme, le stockage est négligeable. Toutefois, à plus courte échelle, il est intéressant de savoir dans quelle mesure il influence le flux de CO_2 émis ou absorbé par l'écosystème.

Les termes IV et V sont relatifs aux phénomènes d'advection verticale et horizontale (c'est-à-dire le transport non turbulent vertical et horizontal du scalaire).

Lorsque les conditions de stationnarité atmosphérique et d'homogénéité horizontale sont respectées, les termes II, III, IV peuvent être négligés. Ces conditions sont généralement rencontrées en conditions de jour. Toutefois pendant la nuit ce n'est pas toujours le cas, ce qui nécessite un traitement approprié (Aubinet et al., 2012b).

4.2.1 Incertitudes sur les flux de nuit

Position et cause du problème

Des études ont montré que les mesures de flux turbulents sous-estimaient l'échange net de CO₂ de l'écosystème lors de périodes nocturnes calmes (Goulden et al., 1996 ; Aubinet et al., 2000 ; Aubinet et al., 2012a), induisant directement une surestimation du C séquestré par l'écosystème (Moncrieff et al., 1996). En effet, dans ces conditions, les mesures de covariance de turbulence sont entachées d'erreurs (Aubinet et al., 2002). Celles-ci peuvent être dues, entre autres, à des conditions atmosphériques stables, des phénomènes d'advection, à l'hétérogénéité du terrain ou encore à des erreurs instrumentales (Aubinet et al., 2012a).

La sous-estimation des flux nocturnes s'explique par le fait que la nuit la l'échange net de l'écosystème n'est plus égale au seul terme F_c . Les termes de stockage et d'advection doivent être considérés car les nuits calmes, ils deviennent importants par rapport au transport par turbulence. Leur importance relative dépend des caractéristiques du site et des conditions météorologiques. L'impact des erreurs sur les flux de nuit sur la séquestration du C dépend donc fortement du site de mesure.

Correction des flux de nuit

(1) Correction de stockage : cette correction consiste à ajouter simplement le terme de stockage (terme III, Equation 2) aux mesures de covariance de turbulence (Aubinet et al., 2001).

(2) Filtrage u_* : cette correction consiste à écarter les données relatives aux périodes calmes. Pour cela, un critère séparant les périodes calmes des périodes plus turbulentes est utilisé (Aubinet et al., 2012b). Habituellement, la turbulence dans la couche limite est caractérisée par la vitesse de friction u_* (m s^{-1}). Celle-ci correspond à la vitesse tangentielle moyenne des tourbillons. C'est donc une représentation de l'intensité de la turbulence :

$$u_* = \sqrt{|u'w'|} \quad (3)$$

Dans cette équation, u_* dépend de l'amplitude des variations de la vitesse du vent. Si ces variations sont grandes, l'atmosphère est plus turbulente. La vitesse de friction est alors plus élevée. Donc, une faible valeur de u_* signifie une turbulence peu développée. La nuit, les flux de CO_2 devraient être insensibles à la turbulence car la respiration est un processus biologique. Si une relation entre le flux net et u_* est observée, cela signifie qu'il y a une erreur dans la mesure du flux. Un seuil en dessous duquel les flux sont entachés d'erreurs est donc identifié. Il est déterminé visuellement à partir de graphiques flux de nuit/vitesse de friction. Les mesures nocturnes pour lesquelles la valeur d' u_* est inférieure à cette valeur seuil sont alors remplacées par un flux prédit pour cette période à l'aide d'un modèle adéquat (Reichstein et al., 2005).

4.3 Système de mesure de covariance de turbulence

Le dispositif utilisé pour mesurer les échanges de GES par covariance de turbulence entre un écosystème terrestre et l'atmosphère se compose d'un anémomètre sonique tridimensionnel couplé à un analyseur de gaz. L'anémomètre sonique est positionné sur un mât au dessus de la canopée. Il fournit les valeurs des composantes de la vitesse du vent. L'analyseur de gaz par absorption infrarouge mesure les concentrations du gaz étudié. Les séries temporelles des vitesses du vent et des concentrations scalaires du gaz sont échantillonnées à haute fréquence (généralement 10 ou 20 Hertz)

grâce à un acquisateur de données. Le système de mesure est raccordé au réseau internet ce qui permet un suivi quotidien à distance et une intervention rapide en cas de panne.

Le système de mesure de covariance de turbulence est associé à une station météorologique déterminant les conditions climatiques dans lesquelles se réalisent les flux. Les variables suivantes sont généralement mesurées : le rayonnement, la température et l'humidité de l'air ambiant, les températures et les humidités du sol selon un profil défini, la pression atmosphérique et les précipitations. Les données météorologiques sont échantillonnées à une fréquence inférieure à celle du gaz étudié (0.1 Hz en l'occurrence).

L'ensemble des données échantillonnées est stocké sur une carte mémoire. Finalement, les données brutes des flux sont stockées dans des fichiers individuels contenant une demi-heure de mesure. Les moyennes semi-horaires des données météorologiques sont calculées et stockées dans des fichiers distincts.

Le dispositif spécifiquement mis en place sur la parcelle de l'observatoire terrestre de Dorinne est présenté à la Figure 2.

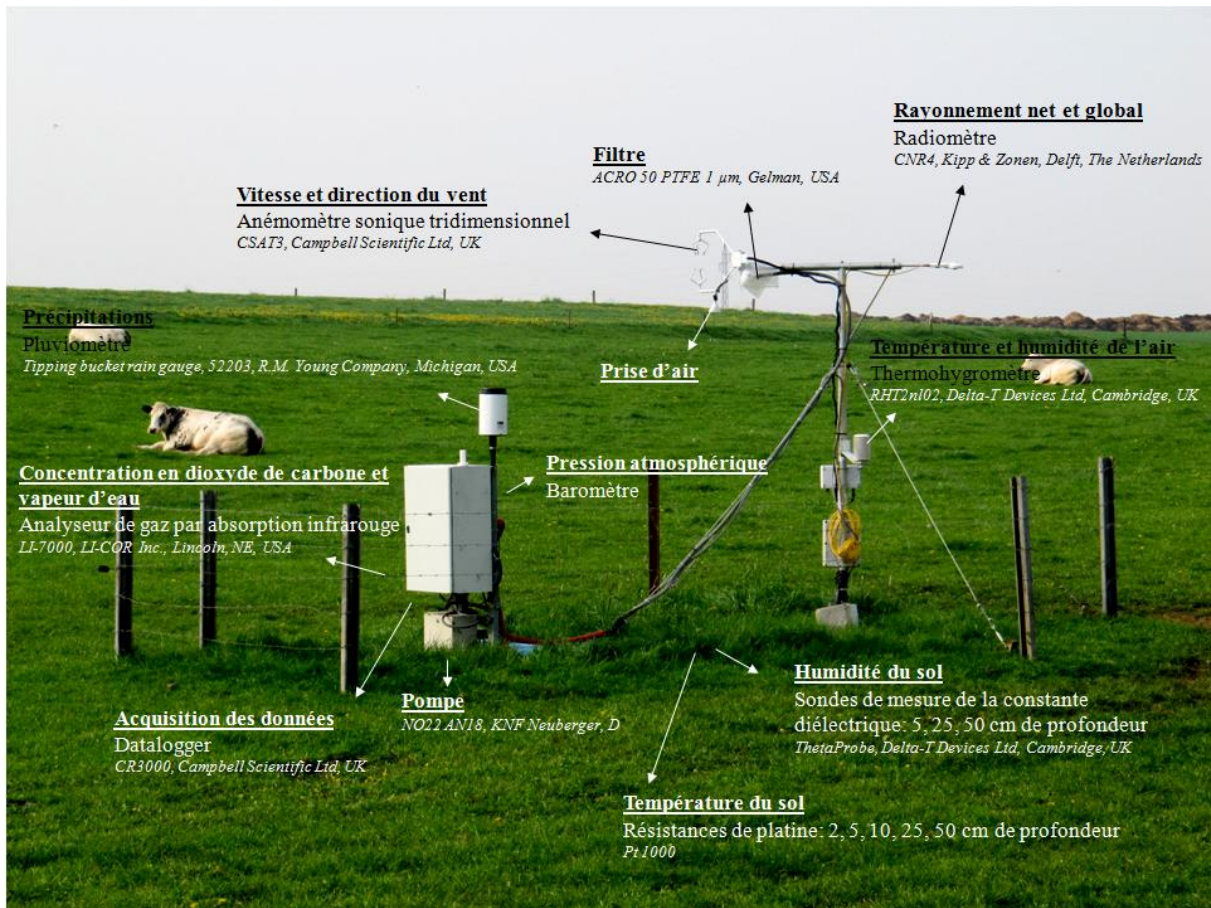


Figure 2 : Dispositif de covariance de turbulence mis en place sur la parcelle de l'observatoire terrestre de Dorinne.

4.4 Traitement des données

Le calcul du flux turbulent à l'échelle de la demi-heure nécessite le traitement de près de 200.000 mesures instantanées. Le traitement de ces données est particulièrement délicat et requiert une analyse spécifique et un suivi continu (Rebmann et al., 2012). La Figure 3 schématise les procédures d'acquisition, de traitement et de stockage des données généralement suivies lors de l'analyse des flux de CO₂ mesurés par covariance de turbulence. Ces procédures sont décrites en détail par Aubinet et al. (2012a).

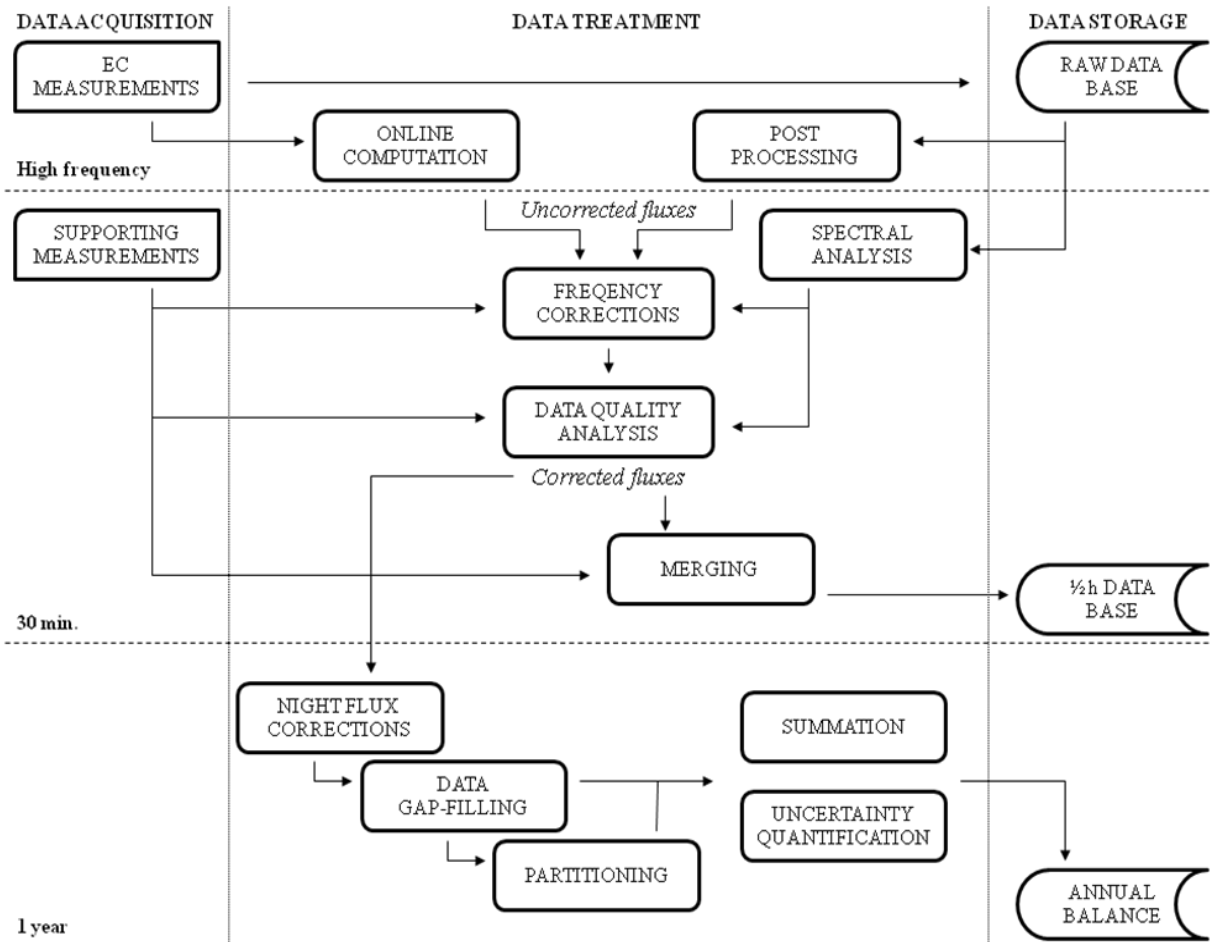


Figure 3 : Représentation schématique des procédures d'acquisition, de traitement et de stockage des données de covariance de turbulence (adapté de Aubinet et al., 2000).

Objectifs

Les objectifs spécifiques poursuivis dans le cadre de cette thèse sont les suivants :

Objectif 1 : Faire un état des lieux de la recherche relative au bilan de C des écosystèmes prairiaux ; Mettre en évidence la nécessité d'établir en premier lieu le bilan de C lors de l'étude du bilan de GES des systèmes d'élevage pour évaluer de manière pertinente la contribution de ce secteur d'activité aux changements climatiques ; Souligner enfin l'importance d'étudier le bilan de C des prairies sur le long terme et pour des sites encore non investigués à ce jour, vu sa dépendance aux conditions pédoclimatiques et aux modes de gestion.

Objectif 2 : Etablir et analyser le bilan de C complet à l'échelle d'une prairie permanente d'une exploitation agricole représentative des systèmes d'élevage en Région wallonne, à savoir les systèmes bovins viande utilisant la race Blanc Bleu Belge culard suivant un mode intensif ; Etudier la variabilité interannuelle de ce bilan et déterminer les facteurs influençant significativement les différents flux.

Objectif 3 : Quantifier l'impact du pâturage sur les flux de CO₂ échangés à l'échelle de cette même parcelle ; Repositionner objectivement la contribution du bétail aux émissions de CO₂.

Le travail est composé de 3 articles et du présent texte. Les articles, répondant respectivement à chacun des objectifs poursuivis, sont les suivants :

Article 1 : Jérôme E., Beckers Y., Bodson B., Degard C., Moureaux C., Aubinet M. (2013). Stockage de carbone et flux de gaz à effet de serre en prairie (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*. 17 (1), 103-117.

Dans l'optique d'une atténuation des émissions de GES des systèmes d'élevage (CO₂, N₂O, CH₄), le rôle primordial que peuvent jouer les écosystèmes prairiaux, via le stockage de C dans les sols, est étudié. Les méthodologies d'établissement des bilans des flux de C et de GES

échangés à l'échelle de la parcelle sont développées. Les processus à l'origine des différents flux et les facteurs influençant les échanges sont décrits. Sur base de résultats expérimentaux recensés dans la littérature, les flux sont quantifiés et les bilans sont présentés et discutés. L'importance de réaliser une approche globale, estimant conjointement les flux de C et de GES à l'échelle de la prairie en relation avec les facteurs environnementaux et les modes de gestion, lors de l'étude des bilans des systèmes d'élevage est démontrée.

Article 2 : Jérôme E., Beckers Y., Bodson B., Heinesch B., Moureaux C., Aubinet M. Management was the main factor controlling the carbon balance of an intensively grazed grassland in southern Belgium. *Agricultural and Forest Meteorology*, submitted for publication.

Les variations du stock de C de l'observatoire terrestre de Dorinne sont calculées sur une période de trois ans en réalisant le bilan net des flux de CO₂ et des autres flux de C échangés aux frontières de l'écosystème. Les méthodologies suivies pour obtenir chacun des termes du bilan sont présentées en détail. La dépendance des flux aux variables climatiques et aux pratiques de gestion est évaluée. L'influence de la gestion par l'agriculteur sur la variabilité des flux de CO₂ et le bilan de C est mise en évidence.

Article 3 : Jérôme E., Beckers Y., Bodson B., Heinesch B., Moureaux C., Aubinet M. (2013). Impact of grazing on carbon dioxide exchanges in an intensively managed Belgian grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 194, 7-16.

L'effet indirect et direct du pâturage sur les flux de CO₂ mesurés par covariance de turbulence à l'échelle de l'observatoire terrestre de Dorinne est étudié. L'effet indirect résulte de la consommation de biomasse, des excréments et de la compaction du sol par le bétail qui modifient l'assimilation et la respiration totale de l'écosystème. Il est quantifié sur base de mesures réalisées durant deux années complètes. L'effet direct résulte des émissions de CO₂ du bétail liées à leur respiration qui s'ajoutent à la respiration totale de l'écosystème. Il est

quantifié sur base de mesures réalisées durant des expériences spécifiques de confinement du bétail dans la zone principale d'influence du dispositif de covariance de turbulence. La contribution du bétail aux échanges de CO₂ est discutée et objectivée

Article 1

Stockage de carbone et flux de gaz à effet de serre en prairie (synthèse bibliographique)

Elisabeth Jérôme ⁽¹⁾, Yves Beckers ⁽²⁾, Bernard Bodson ⁽³⁾, Christelle Degard ⁽¹⁾,
Christine Moureaux ⁽³⁾, Marc Aubinet ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Univ. de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. Unité de Physique des Biosystèmes. Avenue de la Faculté, 8. B-5030 Gembloux (Belgique). E-mail : Elisabeth.Jerome@ulg.ac.be

⁽²⁾ Univ. de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. Unité de Zootechnie. Passage des Déportés, 2. B-5030 Gembloux (Belgique).

⁽³⁾ Univ. de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. Unité de Phytotechnie des Régions tempérées. Passage des Déportés, 2. B-5030 Gembloux (Belgique).

Reçu le 13 février 2012, accepté le 14 novembre 2012.

Dans l'optique d'une atténuation des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) des systèmes d'élevage, les écosystèmes prairiaux peuvent jouer un rôle important vu leur potentiel de séquestration de carbone (C) dans les sols. Une évaluation pertinente de la contribution des systèmes d'élevage herbivores aux émissions de GES nécessite donc de raisonner en termes de bilan, en considérant à la fois les sources de GES et leur compensation *via* la séquestration de carbone par les prairies. Cette synthèse, basée sur des résultats expérimentaux recensés dans la littérature, fait apparaître l'importance de considérer conjointement les flux des trois principaux GES : dioxyde de carbone (CO₂), protoxyde d'azote (N₂O), méthane (CH₄). De plus, les bilans de C et de GES des parcelles présentent une grande variabilité, essentiellement liée aux conditions pédoclimatiques et aux modes de gestion. Cet article souligne la nécessité de poursuivre les mesures à l'échelle de la parcelle et ce, pendant suffisamment d'années, de manière à établir des bilans robustes et intégrant la variabilité interannuelle. Enfin, il met en évidence la nécessité d'améliorer la compréhension des mécanismes contrôlant les différents échanges, en relation avec les facteurs environnementaux et les modes de gestion et ce, afin de pouvoir proposer des itinéraires techniques capables de maintenir un puits de carbone minimum, tout en limitant les émissions de méthane et de protoxyde d'azote.

Mots-clés. Séquestration de carbone, gaz à effet de serre, dioxyde de carbone, protoxyde d'azote, méthane, prairie.

Carbon sequestration and greenhouse gas fluxes in grassland. A review. Grassland carbon (C) sequestration can play an important role in mitigating total greenhouse gas (GHG) emissions of livestock production systems. An accurate inventory of livestock production system contribution to GHG emissions requires to think in terms of global budget, by considering both the GHG sources and the mitigation potential through grassland soil carbon sequestration. There is a huge variability in C and GHG balances of grasslands that is mainly due to management practices and climatic conditions. The present article shows that, to reduce the uncertainties of the results, long term measurements at the field scale are necessary. Also, it shows the importance of taking the fluxes of the three main GHGs (carbon dioxide, nitrous oxide, methane) into account when calculating the GHG budget. This article also highlights the need for a better understanding of the mechanisms driving the fluxes, in relation to environmental factors and management practices, in order to propose mitigation strategies able to enhance soil carbon sequestration in soils and to reduce methane and nitrous oxide emissions.

Keywords. Carbon sequestration, greenhouse gas, carbon dioxide, nitrous oxide, methane, grassland.

1. INTRODUCTION

L'agriculture a pour vocation première de satisfaire les besoins alimentaires des citoyens. Pourtant, à l'heure actuelle, le secteur agricole et plus particulièrement

les systèmes d'élevage sont perçus comme étant préjudiciables à l'environnement (FAO, 2006). En effet, ces systèmes de production généreraient, tenant compte des émissions directes et indirectes, pratiquement 20 % des émissions anthropiques totales

de gaz à effet de serre (GES) (FAO, 2006). Ce chiffre comprend les émissions de l'ensemble de la filière, depuis la production des aliments en amont jusqu'à la fabrication et le transport des produits alimentaires en aval (FAO, 2006). Plus spécifiquement, les systèmes d'élevage seraient responsables de 9 % des émissions anthropiques de dioxyde de carbone (CO_2), 65 % des émissions anthropiques de protoxyde d'azote (N_2O) et 37 % des émissions anthropiques de méthane (CH_4) (FAO, 2006). Il apparaît donc essentiel de développer des systèmes de production capables de répondre aux impératifs d'atténuation des émissions et d'adaptation aux changements climatiques.

Dans les systèmes d'élevage, les prairies permanentes sont souvent utilisées pour fournir du fourrage aux ruminants, soit directement durant la saison de pâturage, soit sous forme de foin ou d'ensilage durant la période hivernale (Flechard et al., 2007). Le potentiel de séquestration de carbone (C) dans le sol de ces écosystèmes pérennes leur permet de jouer un rôle important dans l'atténuation des émissions de GES (Soussana et al., 2007 ; Schulze et al., 2009 ; Soussana et al., 2010). De fait, la séquestration de C des prairies permanentes a été estimée par Lal (2004) entre 0,01 et 0,3 Gt C par an, ce qui pourrait compenser jusqu'à 4 % des émissions globales de GES (Soussana et al., 2010). Il apparaît donc primordial de raisonner en termes de bilan, en considérant à la fois les sources de GES et leur compensation *via* les puits de carbone. Une évaluation pertinente des systèmes d'élevage nécessite donc en premier lieu l'établissement du bilan de carbone et de GES à l'échelle de la parcelle.

L'objectif de cet article est de faire l'état des connaissances relatives au rôle des écosystèmes prairiaux dans le bilan de GES des exploitations d'élevage. Dans cette optique, nous mettrons en évidence le potentiel de séquestration de carbone des prairies et leur importance dans l'atténuation du bilan de GES. De même, nous montrerons qu'une approche globale, estimant conjointement les flux de carbone et des trois principaux GES à l'échelle de la prairie en relation avec les facteurs environnementaux et les modes de gestion est indispensable lors de l'étude des bilans des parcelles. Pour ce faire, nous décrirons les processus à l'origine des flux de carbone et de GES à l'échelle de la parcelle, ainsi que leurs facteurs influents. Nous quantifierons ces flux sur base des résultats expérimentaux recensés dans la littérature et nous établirons les bilans de carbone et de GES à l'échelle de la parcelle à partir des mesures de ces flux. Finalement, en nous appuyant sur l'analyse des résultats expérimentaux des bilans publiés dans la littérature, nous identifierons les verrous en termes de connaissance et de méthodologie qui devraient faire l'objet de futures recherches.

2. FLUX DE GAZ À EFFET DE SERRE À L'ÉCHELLE D'UN ÉCOSYSTÈME PRAIRIAL

Les prairies contribuent à l'échange de nombreux composés gazeux avec l'atmosphère (Soussana et al., 2006) dont les trois principaux gaz à effet de serre qui sont par ordre d'importance : le CO_2 échangé avec le sol et la végétation, le N_2O et le CH_4 , tous deux échangés avec le sol (Soussana et al., 2007). En prairie gérée et pâturée s'ajoutent les flux de carbone et de GES liés à la présence des ruminants et à la fertilisation (Soussana et al., 2006). Tous ces flux sont présentés à la **figure 1**. Le bilan de GES (NGHG, $\text{g CO}_2 \text{ équivalents} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$) d'un écosystème prairial s'écrit (GIEC, 2007) :

$$\text{NGHG} = k_{\text{CO}_2} \times (\text{NBP} - F_{\text{CH}_4\text{-C}}) + \text{PRG}_{\text{N}_2\text{O}} \times F_{\text{N}_2\text{O}} + \text{PRG}_{\text{CH}_4} \times F_{\text{CH}_4} \quad (\text{Équation 1})$$

où k_{CO_2} est le rapport des masses molaires du CO_2 et du carbone (44/12 $\text{g CO}_2\text{-C}$) ; NBP est la productivité nette du biome ($\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$) ; $F_{\text{N}_2\text{O}}$ est le flux de N_2O ($\text{g N}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$) ; F_{CH_4} le flux de CH_4 ($\text{g CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$). La NBP correspondant au bilan des flux de C aux frontières du système (parcelle), elle inclut les flux de CH_4 qui doivent donc être soustraits du premier terme pour éviter une double comptabilisation dans le bilan de GES. Les flux de N_2O et de CH_4 sont exprimés en termes d'équivalents CO_2 ($\text{CO}_2 \text{ equiv.}$) en effectuant le produit de la masse de chaque gaz et de son pouvoir de réchauffement global (PRG). Ce facteur permet de comparer, sur une période de temps définie, le forçage radiatif d'un kg de GES donné par rapport à celui d'un kg de CO_2 . Sur une échelle de 100 ans, le PRG du N_2O ($\text{PRG}_{\text{N}_2\text{O}}$) est de 298 et le PRG du CH_4 (PRG_{CH_4}) est de 25 (GIEC, 2007).

Par convention, les flux d'importation (entrées) dans le système sont comptés négativement et les flux d'exportation (sorties) positivement. Les flux

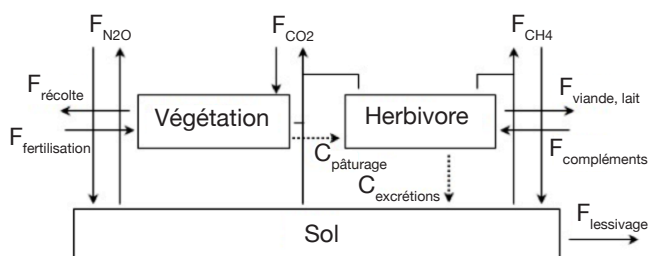


Figure 1. Flux (F) de carbone (C) et de gaz à effet de serre à l'échelle d'une prairie gérée et pâturée — *Carbon (C) and greenhouse gas fluxes (F) in a managed grassland.*

Voir chapitre 2 pour la signification des termes — *See chapter 2 for term meaning.*

de C, N₂O et CH₄ sont étudiés spécifiquement aux paragraphes 2.1, 2.2 et 2.3 respectivement.

2.1. Flux de dioxyde carbone et de carbone organique

Les végétaux chlorophylliens d'un écosystème prairial absorbent du CO₂ par photosynthèse. La quantité de carbone assimilée constitue la productivité primaire brute (GPP). La respiration totale de l'écosystème (TER) correspond au CO₂ réémis par les végétaux, le sol et les êtres vivants (microfaune, petits mammifères). La différence entre ces deux flux opposés est appelée l'échange net de l'écosystème (F_{CO₂}) (Chapin et al., 2006 ; Moureaux et al., 2008).

En prairie (pâturée et/ou fauchée), la nature, la fréquence et l'intensité des interventions culturales jouent un rôle primordial dans le bilan de carbone (Soussana et al., 2004 ; Soussana et al., 2010). Ces interventions induisent notamment des exportations (fauche, production de lait et de viande), des importations (fertilisation organique, compléments alimentaires au bétail) et des flux internes (flux liés au pâturage) de carbone. Dans un régime de fauche, la majeure partie de la productivité primaire est exportée sous forme de foin ou d'ensilage (F_{récolte}). À l'opposé, les applications de fumier et de lisier, provenant le plus souvent de l'exploitation même, constituent des apports de carbone (F_{fertilisation}) (Soussana et al., 2010). Sous un pâturage intensif, jusqu'à 60 % de la biomasse sèche au-dessus du sol est ingérée par le bétail (C_{pâturage}). Ce chiffre peut être plus faible en pâturage extensif (Soussana et al., 2010). Lorsque cela s'avère nécessaire, de la nourriture complémentaire peut être apportée au bétail. Ces entrées constituent donc des apports de carbone (F_{compléments} ; Mudge et al., 2011). La plus grande partie du carbone organique ingéré par le bétail au pâturage est digestible (jusqu'à 75 % pour des fourrages très digestes) et est respirée peu de temps après l'ingestion (respiration du bétail, terme faisant partie de la TER) (Jungbluth et al., 2001 ; Soussana et al., 2007 ; Sauvart et al., 2009). Par voie de conséquence, seule une faible part du carbone ingéré est exportée sous forme de viande (F_{viande} : 0,6 % de C_{pâturage} ; Allard et al., 2007 – 4,3 % de C_{pâturage} ; Sauvart et al., 2009) ou de lait (F_{lait} : 4 à 21 % de C_{pâturage} ; Jaksic et al., 2006 ; Faverdin et al., 2007 ; Lassey, 2007). Le carbone non digestible (de 25 à 40 % de l'ingéré selon la digestibilité de l'herbe) retourne au sol sous forme d'excrétions, principalement des fèces (C_{excrétions}) (Soussana et al., 2007). Des pertes additionnelles (de 3 à 8 % suivant la digestibilité du fourrage ; Pinares-Patino et al., 2003 ; Lassey, 2007 ; Martin et al., 2010) ont aussi lieu sous forme de méthane lors de la fermentation entérique (F_{CH₄-C}, voir § 2.3.). Une partie du carbone

importé peut également être dissoute dans l'eau et lessivée (F_{lessivage}) (Kindler et al., 2011). Finalement, s'il n'est pas lessivé, respiré par le sol, la végétation ou le bétail, exporté lors de la fauche, de la traite ou de l'abattage, le carbone assimilé par la prairie ou apporté sous forme d'effluents peut être stocké dans le sol. Ces flux de stockage, s'ils sont relativement faibles en valeur instantanée, s'accumulent sur de longues périodes, ce qui explique que les prairies permanentes présentent des stocks élevés de carbone, principalement localisé dans les racines et le sol (Jones et al., 2004 ; Soussana et al., 2004).

Les variations du stock de carbone d'un écosystème prairial peuvent s'obtenir en réalisant le bilan des différents flux à l'échelle de la parcelle (Productivité nette du Biome, NBP, g C·m⁻²·an⁻¹ voir Équation 2). Cette approche nécessite de prendre en compte non seulement les flux de GES échangés entre l'écosystème et l'atmosphère (F_{CO₂}, F_{CH₄-C}), mais également les flux de C organique aux frontières de la parcelle :

$$NBP = F_{CO_2} + F_{CH_4-C} + F_{fertilisation} + F_{compléments} + F_{récolte} + F_{viande, lait} + F_{lessivage}$$

(Équation 2)

Des évaluations de l'échange net de CO₂ (F_{CO₂}) des prairies au moyen de techniques micro-météorologiques sont en cours depuis plusieurs années en Europe (Jaksic et al., 2006 ; Gilmanov et al., 2007 ; Soussana et al., 2007 ; Klumpp et al., 2011a). Les études de synthèse montrent que les prairies européennes se comportent en moyenne comme des puits nets de CO₂-C, d'une intensité comparable à celle des forêts tempérées (Gilmanov et al., 2007 ; Soussana et al., 2007 ; Schulze et al., 2009 ; **tableau 1**).

Comme les exportations de carbone organique (F_{CH₄-C} + F_{récolte} + F_{viande, lait} + F_{lessivage}) sont supérieures aux importations (F_{fertilisation} + F_{compléments}), leur prise en compte dans le bilan de carbone réduit la séquestration nette. Même si ces flux peuvent constituer une part non négligeable du bilan, la tendance à la séquestration n'est pas inversée et les prairies se comportent en moyenne comme des puits de carbone (**Tableau 1**). Toutefois, la variabilité intersite est très importante vu les différences de conditions pédoclimatiques et de mode de gestion. Le **tableau 2** présente une revue de la littérature d'études étudiant l'impact sur le bilan :

- i. du mode de gestion,
- ii. des conditions pédologiques,
- iii. des conditions climatiques,
- iv. du mode de gestion en interaction avec la variabilité climatique.

Ce tableau synthétise les résultats des études décrites dans le paragraphe suivant.

Tableau 1. Synthèses européennes : flux (F) de carbone (C) et de gaz à effet de serre (GES) échangés à l'échelle de l'écosystème prairial ; bilans de C et de GES (respectivement NBP et NGHG ; voir Equation 1) établis à l'échelle de l'écosystème prairial. Les flux d'importation dans le système sont comptés négativement et les flux d'exportation positivement — *Results of European studies: Net carbon (C) and greenhouse gas (GHG) fluxes (F) at the field scale ; C and GHG budgets (NBP and NGHG, respectively ; see Equation 1). Imported fluxes in the system are counted negatively and exported fluxes are counted positively.*

Référence	F _{CO2}	F _{récolte}	F _{fertilisation}	F _{compléments} (g C.m ⁻² .an ⁻¹)	F _{viande,lait}	F _{CH4+C}	F _{lessivage}	NBP	F _{CH4}	F _{N2O}	NGHG (g CO ₂ equiv.m ⁻² .an ⁻¹)
Gilmanov et al., 2007	-150										
Soussana et al., 2007	-268	187	-17	2	3	10	39	-83	102	39	-176
Schulze et al., 2009 ^a	-242	217 ± 43	-40			7 ± 4		-58 ± 34			-14 ± 18

^a : incertitude = écart-type — *uncertainty = standard deviation.*

Le mode de gestion implique le type de prairie (prairies permanentes ou non : Byrne et al., 2005), le mode de fertilisation (Ammann et al., 2007) ou encore la pression du pâturage (Allard et al., 2007). Soussana et al. (2007) ont montré que si le puits de carbone était plus important en prairie pâturée qu'en prairie fauchée, son importance diminuait toutefois avec l'intensité d'utilisation de l'herbe à travers la fauche ou le pâturage. Allard et al. (2007) ont confirmé ce résultat en montrant que la séquestration de carbone par unité de surface était favorisée par une gestion plus extensive à condition que les nutriments ne soient pas limitants. D'autres auteurs (Nieveen et al., 2005 ; Rogiers et al., 2008) ont également montré que toutes les prairies ne se comportaient pas comme des puits mais que, selon les conditions pédologiques du sol (sol organique, sol tourbeux), elles pouvaient devenir des sources nettes de carbone. Au-delà de la variabilité intra et intersite, la variabilité interannuelle liée aux conditions climatiques (précipitations, température et rayonnement) peut également être importante. Certaines études ont analysé ponctuellement l'impact des conditions extrêmes sur les bilans de carbone en prairies (Suyker et al., 2003 ; Ciais et al., 2005 ; Harper et al., 2005 ; Jaksic et al., 2006 ; Ammann et al., 2007 ; Aires et al., 2008 ; Heimman et al., 2008 ; Teuling et al., 2010 ; Hussain et al., 2011 ; Jongen et al., 2011) et ont montré que des vagues de chaleur et des conditions sévères de sécheresse entraînaient une diminution de la séquestration de carbone, voire même une inversion des puits en sources. À plus long terme, ces effets dépendraient néanmoins du mode de gestion. En effet, Klumpp et al. (2011a), en analysant les flux de CO₂ de deux parcelles adjacentes soumises à un mode de gestion différencié, ont montré que la séquestration de carbone était d'autant moins sensible aux épisodes de sécheresse que les prairies étaient soumises à une gestion plus intensive.

À l'heure actuelle, l'analyse des variations intra et interannuelles des flux de C de parcelles soumises aux mêmes conditions pédo-climatiques mais à un mode de gestion différencié est encore trop peu documentée (Allard et al., 2007 ; Ammann et al., 2007 ; Jacobs et al., 2007 ; Schmitt et al., 2010 ; Klumpp et al., 2011a). Même si ces études requièrent une infrastructure lourde, elles sont primordiales car elles permettent de cerner avec plus de certitudes l'impact des modes de gestion en interaction avec la variabilité climatique. Une meilleure compréhension des interactions climat-gestion permettrait de mieux comprendre les mécanismes contrôlant le potentiel de séquestration de C et donc d'identifier des pratiques agricoles favorisant la séquestration de carbone tout en tenant compte des effets des changements climatiques (Klumpp et al., 2011a). Enfin, si les flux de carbone autres que F_{CO2} constituent une part non

Tableau 2. Revue de la littérature : flux (F) de carbone (C) et de gaz à effet de serre (GES) échangés à l'échelle de l'écosystème prairial ; bilans de C et de GES (respectivement NBP et NGHG ; voir Equation 1) établis à l'échelle de l'écosystème prairial. Les flux d'importation dans le système sont comptés négativement et les flux d'exportation positivement — Literature review — Net carbon (C) and greenhouse gas (GHG) fluxes (F) at the field scale ; C and GHG budgets (NBP and NGHG, respectively ; see Equation 1) at grassland sites. Imported fluxes in the system are counted negatively and exported fluxes are counted positively.

Référence	Pays	Caractéristiques	Gestion	Améris (0)	Fertilisation (kg S ha ⁻¹ an ⁻¹)	Fertilisant	Ruminant	Pâturage	Chargement (UGB ha ⁻¹ an ⁻¹)	Fraiche (par an)	T° air (°C)	Pluie (mm.an ⁻¹)	F _{soil}	F _{minim}	F _{maxim}	NBP	F _{soil}	NGHG (g CO ₂ equiv m ⁻² an ⁻¹)			
D) Impact du mode de gestion																					
1. Type de prairie																					
Byrne et al., 2005	Irlande	Prairie temporaire Prairie permanente	Int.	04	300	Lister															
			Int.	04	300	Lister															
Ammann et al., 2007	Suisse	Prairie semée Graminées/Treffles	Int.	02	200	Fumier/NH ₄ NO ₃					5	9,6	1479	-669 ± 130/140	462 ± 69	-59 ± 24	-266 ± 150/160				
			Int.	03								4	9,6	895	-215 ± 100/90	241 ± 36	-59 ± 24	-33 ± 120/100			
			Int.	04								3	8,9	1158	-467 ± 130/120	368 ± 40	-59 ± 24	-128 ± 130/130			
			Moy.	02										1479	-352 ± 120/110	380 ± 58	-40	-28 ± 120/20			
Ammann et al., 2007	Suisse	Prairie semée Graminées/Treffles	Ext.	03							3	9,6	895	-71 ± 120/80	219 ± 32	0	48 ± 120/90				
			Ext.	04							3	8,9	1158	-359 ± 130/110	335 ± 34	0	-4 ± 130/20				
			Moy.	04										807	-254	311	-4	57			
			Moy.	04										807	-254	311	-4	57			
3. Pression du pâturage																					
Alliant et al., 2007	France	Prairie semi-naturelle	Int.	02	0,90	NH ₄ NO ₃	Génaisses	C	1,00												
			Int.	03	1,00																
			Int.	04	1,20																
			Moy.	02	0,50																
Alliant et al., 2007	France	Prairie semi-naturelle	Ext.	03	0,50		Génaisses	C	0,50												
			Ext.	04	0,60																
			Moy.	04	0,60																
			Moy.	04	0,60																
4. Prairies fauchées/pâturées																					
Hongrie	Prairie semi-naturelle	Ext.	Année 1				Génaisses	C	0,12												
		Ext.	Année 2																		
		Moy.	04	0,22																	
		Moy.	04	0,22																	
Italie	Prairie semi-naturelle	Ext.	Année 1	90		n.d.	Génaisses/Taureaux	C	0,30												
		Ext.	Année 2																		
		Moy.	02	0,50																	
		Moy.	02	0,50																	
Soussana et al., 2007 Prairies pâturées	France	Prairie semi-naturelle	Int.	Année 1	175	n.d.	Génaisses	C	1,26												
			Int.	Année 2																	
			Moy.	04	1,32																
			Moy.	04	1,32																
France	Prairie semi-naturelle	Ext.	Année 1				Génaisses	C	0,66												
		Ext.	Année 2																		
		Moy.	04	0,65																	
		Moy.	04	0,65																	
5. Prairies fauchées/pâturées																					
Ecosse	Prairie permanente	Int.	Année 1	200		n.d.	Génaisses/Moutons	C	0,83												
		Int.	Année 2																		
		Moy.	04	0,70																	
		Moy.	04	0,70																	
Irlande	Prairie semée Graminées/Treffles	Int.	Année 1	200		n.d.	Taureaux	C	0,83												
		Int.	Année 2																		
		Moy.	04	0,81																	
		Moy.	04	0,81																	
Pays-Bas	Prairie permanente	Int.	Année 1	300		Lister	Vaches laitières	R	0,65												
		Int.	Année 2																		
		Moy.	04	0,37																	
		Moy.	04	0,37																	
6. Prairies fauchées/pâturées																					
Soussana et al., 2007 Prairies fauchées	Suisse	Prairie semée Graminées/Treffles	Int.	1	200	Lister															
			Int.	2																	
			Moy.	04	1,09																
			Moy.	04	1,09																
Soussana et al., 2007 Prairies fauchées	Suisse	Prairie semée Graminées/Treffles	Ext.	1																	
			Ext.	2																	
			Moy.	04	0,75																
			Moy.	04	0,75																

Tableau 2 (suite). Revue de la littérature : flux (F) de carbone (C) et de gaz à effet de serre (GES) échangés à l'échelle de l'écosystème prairial ; bilans de C et de GES (respectivement NBP et NGHG ; voir Equation 1) établis à l'échelle de l'écosystème prairial. Les flux d'importation dans le système sont comptés négativement et les flux d'exportation positivement — Literature review — Net carbon (C) and greenhouse gas (GHG) fluxes (F) at the field scale ; C and GHG budgets (NBP and NGHG, respectively ; see Equation 1) at grassland sites. Imported fluxes in the system are counted negatively and exported fluxes are counted positively.

Référence	Pays	Caractéristiques	Gestion	Année(s)	Fertilisation (kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Fertilisant	Ruminant	Pâturage	Chargement (UGB.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Fauche (par an)	Température (°C)	Pluie (mm.an ⁻¹)	F _{CO2}	F _{soluble}	F _{ammoniac}	F _{complément} (g C.m ⁻² .an ⁻¹)	F _{ventilab}	F _{CH4C}	F _{méthane}	NBP	F _{CO2}	NGHG (g CO ₂ équiv.m ⁻² .an ⁻¹)			
ii) Impact des conditions pédo-climatiques																									
Nieveen et al., 2005	Nouvelle-Zélande	Ray-grass anglais/Traite blanc Sol tourbeux drainé		02-03			Vaches laitières	R			15,0	1281	5 ± 50			74	28 ± 2			106 ± 50					
Rojans et al., 2008 ^a	Suisse	Alpage/Sol organique	Ext.	03			Vaches laitières			2	8,4	991	172 ± 40	152 ± 30		31 ± 6				355 ± 99					
iii) Impact des conditions climatiques																									
Fussain et al., 2011	Allemagne	Prairie tempérée	Ext.	03 04 Moy.						2 3	8,3 7,8	512 798	-295 -260 -278	147						n.d. -413					
Jaksic et al., 2006	Irlande	Ray-grass		02 03 Moy.	300	Lister	Vaches laitières	C	2,2 2,2		17,85 11,85	1785 1185	-193 ± 50 -258 ± 50			44 ± 0 44 ± 0	16 ± 0 16 ± 0	5 ± 2 5 ± 2		-128 -193					
Aires et al., 2008 Jongen et al., 2011 ^b	Portugal	C3/C4		Année 1 Année 2 Année 3 Année 4 Moy.			Moutons	O	60 bêtes.ha ⁻¹		10,9 21,8 21,9 20,1	364 751 873 586	49 ± 8 -190 ± 10 -139 ± 15 15 ± 10			44 16	16	5		-161					
iv) Impact des conditions climatiques et du mode de gestion																									
Klump et al., 2011a	France	Prairie semi-naturelle	Int.	03	174						8,9	755	-137												
				04	176								7,4	988	-20										
				05	172	NH ₄ NO ₃	Génisses	C					7,3	820	-204										
				06	207								8,3	1026	-134										
				07	207								7,4	1363	-354										
				08	213								7,0	1033	-404										
				Moy.					0,98					8,9	755	-89									
				08										7,4	988	-135									
05										7,3	820	-49													
06										8,3	1026	-224													
07										7,4	1363	-486													
08										7,0	1033	-368													

^a : incertitude : intervalle de confiance à 95 % — uncertainty : 95% confidence interval ; ^b : incertitude — uncertainty : cf. Richardson et al., 2006, * : valeur estimée — estimated value ; ° : Soussana et al., 2010 : valeur fixée — Soussana et al., 2010: fixed value ; n.d : non défini — not defined ; C : pâturage continu — continuous grazing ; R : pâturage rotatif — rotational grazing ; O : pâturage occasionnel — occasional grazing ; Int.-Ext. : gestion intensive-extensive — intensive-extensive management ; UGB : Unité Gros Bétail — Livestock Unit.

négligeable du bilan, seul un nombre limité d'études ont établi un bilan carboné complet à l'échelle de la parcelle (plus particulièrement pour des prairies pâturées, voir **tableau 2**). De plus, ces flux ne sont généralement pas mesurés mais évalués sur base de données bibliographiques. Une meilleure connaissance de l'ampleur de ces différents flux (notamment F_{leach} ; Kindler et al., 2011) et des facteurs régissant les échanges est nécessaire et faciliterait le développement de pratiques de gestion favorisant la séquestration de C.

2.2. Flux de protoxyde d'azote

La formation biogénique de N_2O dans les sols des prairies résulte essentiellement des processus microbiologiques de nitrification et de dénitrification (**Figure 2**). La nitrification est l'oxydation, en conditions aérobies, de l'ion ammonium (NH_4^+) en nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-) respectivement sous l'action de bactéries nitruses et nitrifiantes. Le N_2O est un sous-produit de la nitrification. La dénitrification est la réduction, sous l'action de bactéries dénitrifiantes et en conditions anaérobies, des ions nitrates en ions nitrites, oxyde nitrique (NO), N_2O et finalement diazote (N_2). Le N_2O est donc un intermédiaire de la dénitrification qui est produit si le taux d'oxygène (O_2) est suffisant pour satisfaire les besoins des bactéries du sol, la dénitrification s'arrêtant alors à ce stade. Le N_2O peut alors être consommé par les bactéries dénitrifiantes du sol. Parfois, la consommation de N_2O par le sol est supérieure à la production, le sol agit alors comme un puits de N_2O (Flechard et al., 2005; Chapuis-Lardy et al., 2007; Neftel et al., 2007). Les émissions de N_2O dues à la dénitrification sont généralement considérées comme étant plus importantes que celles induites par nitrification (Skiba et al., 2000). La production de N_2O dans les sols est fortement influencée par la disponibilité en N minéral (NH_4^+ et NO_3^-), la

température mais aussi par des facteurs altérant le potentiel d'oxydoréduction du sol comme l'humidité, la texture et le C organique du sol (Skiba et al., 2000; Sagggar et al., 2004a; Flechard et al., 2007; Cantarel et al., 2011). De plus, des pratiques agricoles comme le labour, la compaction, l'irrigation et le drainage, en influençant les conditions physiques du sol (*i.e.* aération et contenu en eau) affectent la production et le transport du N_2O (Yamulki et al., 2002).

Les émissions de N_2O sont caractérisées par une extrême variabilité spatiale liée à l'hétérogénéité des sols, de la répartition de la matière organique, des sites anoxiques et des apports d'azote (Mathieu et al., 2006). La variabilité temporelle (intra et interannuelle) est également très élevée, en relation avec la variabilité climatique. Les travaux de Flechard et al. (2007) ont montré que près de 50 % de la variabilité temporelle des émissions de N_2O pouvait être expliquée par la température et l'humidité du sol, avec des émissions augmentant dans des environnements chauds et humides. Des pics d'émission d'une durée de quelques jours et d'une intensité nettement supérieure aux émissions quotidiennes ont été également observés en périodes de gel-dégel ou après des épisodes de précipitations (Leahy et al., 2004; Flechard et al., 2005). Cela s'explique par l'occurrence temporaire de conditions anoxiques favorisant la dénitrification (Soussana et al., 2006). Le reste du temps, de faibles émissions, voire même une assimilation, ont été mesurées (Flechard et al., 2005; Chapuis-Lardy et al., 2007; Neftel et al., 2007). Vu leur continuité dans le temps, ces faibles flux ne peuvent être négligés dans les bilans annuels (Conen et al., 2007).

En prairie, une fertilisation azotée, sous forme d'engrais minéraux de synthèse (nitrates, nitrates d'ammonium, urée, etc.) ou organiques (fumier ou lisier), est souvent nécessaire pour soutenir la productivité (Flechard et al., 2007). Si les conditions de sol sont optimales à la production de N_2O , ces apports d'azote stimulent alors rapidement les émissions (Skiba et al., 2000; Leahy et al., 2004; Flechard et al., 2007). Pour un sol et des conditions climatiques donnés, les émissions de N_2O induites par la fertilisation sont fortement liées aux quantités d'azote apporté (Skiba et al., 2000; Jones et al., 2007; Soussana et al., 2010). Les émissions dépendent également de la forme de l'azote épandu (minéral/organique: Barton et al., 2001; Jones et al., 2007, voir **tableau 3**), de la forme de l'engrais (solide/liquide: Sagggar et al., 2004b) et des conditions climatiques avant (humidité du sol) et après apport (température et pluviométrie) (Sagggar et al., 2004b; Flechard et al., 2007; Jones et al., 2007). Les émissions sont aussi très variables dans le temps et fonction de la nature du sol, de sa teneur en eau et de sa capacité à réduire le N_2O en N_2 (Skiba et al., 2000; Sagggar et al., 2004b). Des pics d'émission ont ainsi été

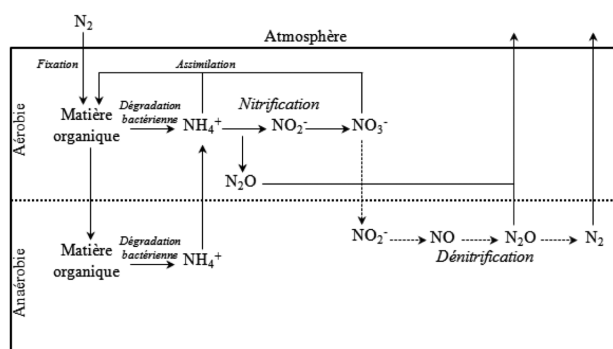


Figure 2. Mécanismes de production du protoxyde d'azote (N_2O) dans le sol — *Mechanisms of nitrous oxide (N_2O) production in the soil.*

Tableau 3. Revue de la littérature : Flux de protoxyde d'azote (F_{N_2O}) échangés à l'échelle de l'écosystème prairial. FE est le facteur d'émission utilisé pour calculer les émissions de N_2O liées à la fertilisation. Les flux d'importation dans le système sont comptés négativement et les flux d'exportation positivement — *Literature review: Nitrous oxide fluxes (F_{N_2O}) at the field scale. FE is the emission factor for direct emissions from added N fertilizer. Imported fluxes in the system are counted negatively and exported fluxes are counted positively.*

Référence	Pays	Caractéristiques	Gestion	Année(s)	Fertilisation (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	Fertilisant	Ruminant	Pâturage	Chargement (UGB ha ⁻¹)	Fauche (an ⁻¹)	T° air (°C)	Pluie (mm an ⁻¹)	F_{N_2O} (g N ₂ O m ⁻² an ⁻¹)	FE (%)
Flux de protoxyde d'azote														
Flechar et al., 2005	Suisse	Prairie semée Graminées/Trefles	Int.	02-04	565	Listier + NH ₄ NO ₃	-	-	-	3-4	9,0	1200	0,30 ± 0,13	
			Ext.	02-04	-	-	-	-	-	-	-	9,0	1200	-0,03 ± 0,01
Flechar et al., 2007 Prairies pâturées	Hongrie	Prairie semi-aride/semi-naturelle	Témoin	02-04	-	-	-	C	0,5	-	n.d.	-	0,14	n.d.
			Ext.	02-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16
	France	Prairie semi-naturelle	Int.	02-04	175	AN	Bovins	C	2	-	-	-	0,08	0,36
			Ext.	02-04	-	-	Bovins	C	1	-	-	-	0,02	n.d.
Italie	Fromental élevé	Int.	03-04	90	AN	Bovins	C	n.d.	-	-	-	-	0,00	0,01
		Ext.	03-04	-	-	Bovins/Moutons	C	-	-	-	-	-	0,03	0,41
Ecosse	Ray-grass anglais/Ténuque	Int.	02	50	AN	Bovins/Moutons	C	1-2	-	-	-	-	0,25	1,11
		Ext.	02-04	200	NPK+AN	Bovins/Moutons	C	1-2	-	-	-	-	0,25	1,11
Ecosse	Ray-grass anglais	Int.	02-04	200	CAN	Bovins	C	2	-	1	-	-	0,20	0,83
		Ext.	03-04	200	CAN	Bovins	C	2	-	1	-	-	0,20	0,83
Irlande	Ray-grass anglais/Trefle blanc	Int.	02-04	300	CAN+Listier	-	R	16	2-4	-	-	-	0,64	2,06
		Ext.	02-04	300	AN	-	-	-	-	2-3	-	-	-	0,22
Ecosse	Ray-grass anglais	Int.	02-04	200	NPKS+Fumier	-	-	-	-	2	-	-	0,05	0,16
		Ext.	02-04	200	NPKS+Fumier	-	-	-	-	-	1	-	-	0,09
Danemark	Prairie depuis 2003	Int.	02-04	200	AN+Listier	-	-	-	-	4	-	-	0,25	1,12
		Ext.	02-04	200	AN+Listier	-	-	-	-	-	3	-	-	-0,02
Suisse	Graminées/Trefles	Int.	02	300	NH ₄ NO ₃	-	-	-	-	3	-	-	1,40 ± 0,20	
		Ext.	03	300	Urée	-	-	-	-	3	-	-	0,10 ± 0,10	
		Int.	02	300	Urée	-	-	-	-	2	-	-	0,40 ± 0,20	
		Ext.	03	300	Pellets de lister	-	-	-	-	2	-	-	0,10 ± 0,04	
		Int.	02	3066	Pellets de lister	-	-	-	-	2	-	-	4,30 ± 0,50	
		Ext.	03	3066	Listier de bovins	-	-	-	-	2	-	-	1,30 ± 0,20	
Ecosse	Ray-grass anglais	Int.	02	470	Fumier de volaille	-	-	-	-	2	-	-	0,50 ± 0,30	
		Ext.	03	530	Fumier de volaille	-	-	-	-	2	-	-	0,20 ± 0,10	
Ecosse	Ray-grass anglais	Int.	02	2486	Fumier de volaille	-	-	-	-	3	-	-	2,60 ± 0,40	
		Ext.	03	2486	Fumier de volaille	-	-	-	-	2	-	-	0,50 ± 0,20	
Emissions de protoxyde d'azote associées aux déjections														
Anger et al., 2003	Allemagne	Prairie permanente (Ray-grass anglais/Vulpin des prés/Pâurin des prés/Dactyle...)	Int.	0	0	CAN	-	-	-	-	-	-	0,22	
			Ext.	120	240	CAN	-	-	-	-	-	-	0,57	
Yamulki et al., 1998	Royaume-Uni	Ray-grass anglais	Int.	360	360	-	-	-	-	-	-	-	0,65	
			Ext.	-	-	-	Vaches laitières	-	-	-	-	-	0,81	

n.d. : non défini — *not defined* ; C : pâturage continu — *continuous grazing* ; R : pâturage rotatif — *rotational grazing* ; Int.-Ext. : gestion intensive-extensive — *intensive-extensive management* ; UGB : Unité Gros Bétail — *Livestock Unit*.

observés directement après les épandages et pouvaient durer de quelques heures à quelques jours pour ensuite retomber à des valeurs de bruits de fond une fois le substrat appauvri en azote (Skiba et al., 2000 ; Leahy et al., 2004).

Au pâturage, le retour d'azote au sol sous forme de matières fécales et d'urine augmente fortement la concentration d'azote et de carbone disponible et constitue donc une source potentielle de N_2O (Yamulki et al., 1998 ; Yamulki et al., 2000). Simon et al. (1998) ont estimé les pertes sous forme de N_2O à 2 % de l'azote présent dans les déjections. Les émissions sont fortement variables dans l'espace et dans le temps, vu la distribution non uniforme des excréments et la variabilité de la charge en bétail et des conditions climatiques au moment du rejet (Anger et al., 2003 ; Sagggar et al., 2004b ; Sagggar et al., 2007). À l'instar des émissions liées à la fertilisation, des pics d'émissions ont été mesurés de 10 à 15 jours après les rejets d'urine (Flessa et al., 1996 ; Yamulki et al., 1998). Pour les fèces, cette durée pouvait varier de 10 jours à 4 mois après la déposition (Yamulki et al., 1998). Selon Sagggar et al. (2004b), la variabilité des émissions est d'autant plus grande que les conditions de sol (teneur en eau) sont favorables à la production de N_2O . Au-delà des émissions engendrées par les rejets de matières fécales et d'urine, le bétail, en piétinant le sol, modifie ses propriétés (aération et teneur en eau) et favorise donc les conditions anaérobies nécessaires à la dénitrification (Sagggar et al., 2004a ; Sagggar et al., 2004b ; Flechard et al., 2007). Cela accroît la variabilité spatiale et temporelle des émissions.

Actuellement, les méthodes d'estimation considèrent que les émissions annuelles de N_2O à l'échelle de la parcelle sont proportionnelles aux apports d'azote. Le Groupe Intergouvernemental d'Étude du Climat (GIEC) préconise l'utilisation d'un facteur d'émission moyen de 1,25 % (0,25-2,25 %) (GIEC, 2001). Ce facteur a néanmoins été remis en cause ces dernières années notamment par Flechard et al. (2007) qui ont proposé un facteur annuel moyen largement inférieur de 0,72 % (0,01-3,56 %). Ces facteurs globaux d'émission peuvent néanmoins fortement varier, entraînant de larges incertitudes qui peuvent aller jusqu'à 50 % des estimations globales à l'échelle de la parcelle (Flechard et al., 2007 ; voir **tableau 3**). Ces incertitudes résultent essentiellement de la variabilité spatiale et temporelle des émissions, de leur nature sporadique et des limitations des méthodes de mesures (Skiba et al., 2000 ; Sagggar et al., 2004b ; Flechard et al., 2007 ; Jones et al., 2011). Selon Flechard et al. (2007), il est essentiel de poursuivre les mesures à long terme à l'échelle de la parcelle afin de réduire ces incertitudes. Jones et al. (2011) recommandent d'ailleurs de mesurer les flux de N_2O à l'échelle de la parcelle d'une part, à l'aide de mesures en chambre,

afin de mieux comprendre et quantifier les processus contrôlant les flux et d'autre part, à l'aide de techniques micro-météorologiques, afin de pouvoir tenir compte de la variabilité spatiale et temporelle des flux. Ils soulignent également le fait qu'il est nécessaire de mettre en place des protocoles de mesures standardisés pour l'ensemble de la communauté scientifique afin de réduire les incertitudes portant sur les mesures et sur les facteurs globaux d'émission.

2.3. Flux de méthane

Flux de méthane échangé avec le sol. Dans les sols, le méthane se forme naturellement en conditions anaérobies lors de la dégradation de la matière organique par les micro-organismes méthanogènes. Les émissions de méthane des prairies naturellement drainées sont par conséquent négligeables (Soussana et al., 2010). Par contre, sous l'action de bactéries méthanotrophes qui oxydent en CO_2 le méthane atmosphérique, les sols des prairies aérobie peuvent devenir des puits de méthane (Boeckx et al., 2001). La capacité d'oxydation d'un sol prairial dépend notamment de sa température et de son humidité. Ainsi, le taux d'oxydation est plus important en été, lorsque les sols sont chauds et secs et le taux de saturation en eau des pores du sol faible (Sagggar et al., 2007). Le taux d'oxydation dépend également du mode de gestion de la parcelle. Plus particulièrement, Li et al. (2007) et Sagggar et al. (2007) ont montré que la présence du bétail et, par conséquent, le taux de chargement, tendent à diminuer la capacité d'oxydation des sols prairiaux. Cela serait dû aux rejets d'urine sur le sol qui inhibent l'activité enzymatique des bactéries métha-notrophes, mais également au bétail qui, en piétinant le sol, modifie ses propriétés et favorise les conditions anaérobies (Li et al., 2007 ; Sagggar et al., 2007). Les résultats de ces deux études sont présentés au **tableau 4**.

Au pâturage, les matières fécales fraîchement émises par le bétail sont une source potentielle de méthane. En effet, elles constituent un substrat chaud, humide, contenant des micro-organismes et des réserves de carbone facilement fermentescibles (Jarvis et al., 1995 ; Sagggar et al., 2004b). Ces émissions sont influencées par la quantité de matières fécales excrétées, elle-même liée au type et à la quantité de nourriture ingérée (Jarvis et al., 1995 ; Sagggar et al., 2004b), par la charge en bétail et la durée du pâturage. La forme des excréments (solide/liquide), leur taille ainsi que le laps de temps pendant lequel elles restent intactes avant d'être décomposées sont aussi des facteurs déterminants (Sagggar et al., 2004b). Les conditions climatiques et de sol jouent également un rôle non négligeable. Ainsi, des précipitations élevées, entraînant des conditions de sol humides, empêchent les matières fécales de sécher et maintiennent un environnement anaérobie, propice à

Tableau 4. Flux de méthane (F_{CH_4}) en prairie — *Methane fluxes (F_{CH_4}) in grassland.*

Référence	Pays	Caractéristiques	Gestion	Fertilisation (kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Fertilisant	Ruminant	Pâturage	Chargement (UGB.ha ⁻¹)	T° air (°C)	Pluie (mm.an ⁻¹)	F_{CH_4} (g CH ₄ .m ⁻² .an ⁻¹)	
Oxydation du méthane												
Saggar et al., 2007 ^a	Nouvelle-Zélande		Prairie non pâturée	-	-	-	-	-	12,8	967	-0,11	
			Prairie pâturée	37	Urée	Moutons	C	16-18	12,8	967	-0,09 ± 0,03	
Li et Kelliher, 2007 ^b	Nouvelle-Zélande	Ray-grass Trèfle blanc	Int. Sol peu drainé	-	-	-	-	-	-	327	-0,06 ± 0,01	
			Int. Sol drainé	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,18 ± 0,02
			Int. Sol peu drainé	370	Urine de bovins	Vaches laitières	R	2-3	-	-	-	-0,02 ± 0,01
			Int. Sol drainé	90	Fumier de bovins	Vaches laitières	R	2-3	-	-	-	-0,11 ± 0,03
Emissions de méthane associées aux déjections												
Fliessa et al., 1996	Allemagne	Prairie permanente				Bovins					F_{CH_4} (g CH ₄ .UGB ⁻¹ .j ⁻¹)	
Jarvis et al., 1995	Royaume-Uni	Prairie permanente				Vaches laitières					1,04 ± 0,09	
Holter, 1997	Danemark	Prairie permanente				Vaches laitières					1,2	
Yamulki et al., 1999	Royaume-Uni					Vaches					0,61 - 2,80	
											0,96 (0,28-1,95)	

^a : incertitude = erreur standard — *uncertainty = standard error* ; ^b : incertitude = écart-type — *uncertainty = standard deviation* ; C : pâturage continu — *continuous grazing* ; R : pâturage rotatif — *rotational grazing* ; Int. : gestion intensive — *intensive management* ; UGB : Unité Gros Bétail — *Livestock Unit*.

la formation de méthane (Holter, 1997 ; Yamulki et al., 1999). À l'instar des émissions de N₂O, les émissions de méthane liées aux matières fécales sont très variables dans le temps et dans l'espace (Saggar et al., 2004b). Des pics d'émissions ont en effet été mesurés directement après l'excrétion pour finalement retomber à des valeurs de bruit de fond après 10 à 20 jours (Jarvis et al., 1995 ; Flessa et al., 1996 ; Holter, 1997). Le **tableau 4** synthétise les résultats recensés dans la littérature. En plus des émissions de méthane du sol liées aux déjections animales, il faut également tenir compte des émissions liées à la fertilisation organique. Le principal facteur déterminant l'ampleur de la production de méthane est la quantité de matière organique disponible dans les effluents (Saggar et al., 2004b). Tout comme les émissions de N₂O, des pics d'émissions ont été mesurés directement après les épandages, suite au dégagement des gaz entraînés durant le stockage (Saggar et al., 2004b). Ces émissions interviennent toutefois pour une part très faible dans le bilan.

Émissions de méthane liées au processus de fermentation entérique. Les émissions de méthane par les ruminants sont dues à des réactions de fermentation dans le rumen, appelées fermentation entérique. Situé à l'entrée du tube digestif, le rumen est une large chambre anaérobie et fermentative qui contribue à 70 % de la totalité de la digestion de la biomasse végétale ingérée, principalement constituée de glucides (sucres, amidon, cellulose, hémicellulose, pectines). Le CH₄ produit est évacué par la gueule ou les naseaux respectivement par éructation ou respiration. Les facteurs influençant les émissions sont liés d'une part à l'animal lui-même (race, type génétique, âge, poids, type de production animale et activité physique) et d'autre part, à la ration ingérée (quantité, composition chimique, digestibilité et interaction entre les aliments au sein de la ration) (Boadi et al., 2004 ; Vermorel et al., 2008 ; Martin et al., 2010). Cependant, à l'échelle de la parcelle, les émissions entériques par unité de surface dépendent principalement du nombre d'animaux (Soussana et al., 2010) et augmentent donc avec la charge en bétail (Allard et al., 2007 ; Soussana et al., 2007 ; voir **tableau 2**). Ce propos est illustré à la **figure 3** qui présente l'évolution de F_{CH_4-C} avec la charge en bétail pour les études reprises dans le **tableau 2**.

3. BILAN DE GAZ À EFFET DE SERRE À L'ÉCHELLE DE L'ÉCOSYSTÈME PRAIRIAL

3.1. Méthode de mesures

Pour mesurer les termes du bilan de GES à l'échelle de la parcelle (g CO₂ equiv.m⁻².an⁻¹), différentes méthodes

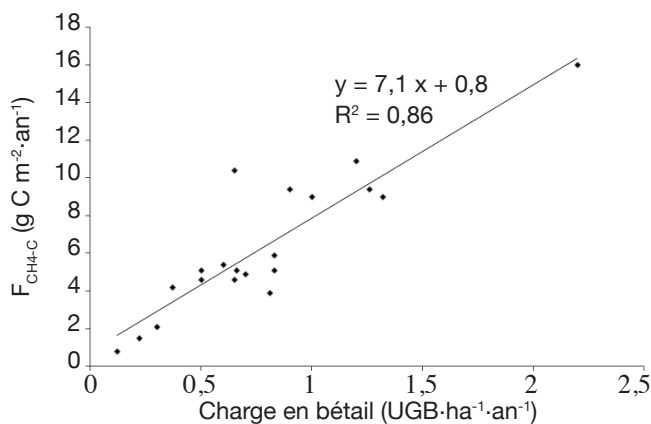


Figure 3. Émissions de méthane liées à la fermentation entérique des ruminants ($F_{\text{CH}_4\text{-C}}$) en fonction de la charge en bétail au pâturage (UGB = Unité Gros Bétail) — *Methane emissions from enteric fermentation ($F_{\text{CH}_4\text{-C}}$) as a function of stocking rate (UGB = Livestock Unit).*

Les résultats sont tirés des études présentées dans le **tableau 2** — *These data were taken from studies presented in **table 2**.*

existent (Denmead, 2008). Le choix de l'une ou l'autre dépend des moyens techniques disponibles et des objectifs à atteindre (échelle de mesure, type de flux, etc.) (Soussana et al., 2006).

La méthode des chambres (Klumpp et al., 2011b), simple d'un point de vue technique, est la méthode de mesure directe la plus souvent utilisée pour mesurer le flux net de GES. Dans une enceinte close placée sur la surface expérimentale (< 1 m²), le flux se déduit de l'augmentation sur plusieurs heures (chambre statique) ou de la pente de l'évolution temporelle sur quelques minutes de la concentration du gaz mesuré (chambre dynamique) dans la chambre. Les mesures étant représentatives du flux en un point de la surface d'étude et à un moment donné, il est nécessaire de multiplier les points de mesure (variabilité spatiale et temporelle). Les chambres automatiques, basées sur le principe de la chambre dynamique, peuvent fournir des mesures à haute résolution temporelle (toutes les demi-heures), mais leur extrapolation à l'échelle de la parcelle est difficile car les dispositifs ne couvrent qu'une faible superficie (Di Marco et al., 2004). Les mesures manuelles, utilisant un système portatif basé sur le même principe, permettent de prendre en compte la variabilité spatiale des flux mais n'ont pas une résolution temporelle suffisante pour rendre compte de la réponse du flux aux conditions météorologiques (Suleau et al., 2011). Dans ces conditions, le meilleur compromis consiste à utiliser simultanément les deux dispositifs (Moureaux et al., 2008 ; Suleau et al., 2011).

À l'échelle de la parcelle, les mesures micro-météorologiques ont l'avantage à la fois de rendre compte de la variabilité temporelle et d'intégrer la

variabilité spatiale. Ainsi, la méthode des fluctuations turbulentes consiste à mesurer le flux net en effectuant la moyenne semi-horaire des produits instantanés de la composante verticale de la vitesse du vent et de la concentration du gaz. Les bases théoriques et les modes de mise en œuvre de cette méthode de mesure ont été revus par Aubinet et al. (2012). Malgré les difficultés de réaliser ces mesures en continu et de développer des algorithmes d'évaluation des données manquantes (Falge et al., 2001), cette technique est celle qui fournit le taux de couverture de données le plus élevé. Elle permet donc un suivi à long terme des flux (de plusieurs mois à plusieurs années) avec une haute résolution temporelle et offre ainsi la possibilité de mieux cerner les épisodes d'émission ou de séquestration des GES, contrairement aux mesures par chambre. Cette méthode fournit également une évaluation des flux intégrée sur une grande surface (≈ 1 hectare) (Aubinet et al., 2012). Cette intégration a, d'une part, l'avantage de gommer la variabilité spatiale des flux et de fournir une estimation plus représentative de l'échange net de l'écosystème et, d'autre part, le désavantage de fournir un flux net qui résulte de la combinaison de processus distincts qu'il n'est pas toujours facile de distinguer. Par ailleurs, la zone d'empreinte du flux varie avec la direction du vent et les conditions de stabilité, ce qui rend la mesure difficilement interprétable sur des sites hétérogènes (Aubinet et al., 2012). Si la méthode de covariance de turbulence est actuellement la plus répandue pour mesurer en continu le flux net de CO₂ échangé par les écosystèmes terrestres (Gilmanov et al., 2007 ; Soussana et al., 2007), elle est encore peu utilisée pour des composés tels que le N₂O et le CH₄ (Edwards et al., 2003 ; Leahy et al., 2004 ; Neftel et al., 2007 ; Skiba et al., 2009 ; Kroon et al., 2010 ; Neftel et al., 2010), du fait notamment du coût élevé des analyseurs.

3.2. Résultats des bilans à l'échelle de la parcelle

Lorsqu'on s'intéresse au bilan de GES des prairies, une approche globale, estimant conjointement les flux de carbone et des trois principaux GES est indispensable. En effet, si les prairies se comportent en moyenne comme des puits de carbone, lorsqu'on intègre les émissions de N₂O et de CH₄ dans le bilan, la séquestration de GES diminue fortement, avec une contribution plus importante du CH₄ (Soussana et al., 2007). Le **tableau 2** synthétise les résultats recensés dans la littérature des bilans de C et, le cas échéant, de GES. Si, selon les études de Soussana et al. (2007), les prairies européennes étaient en moyenne des puits de GES, ces auteurs ont néanmoins souligné le fait qu'une forte variabilité pouvait exister entre sites et entre années, en relation avec la variabilité climatique et le mode de gestion. Ils ont notamment montré que

les sites gérés de manière intensive par le pâturage et la fauche se comportaient comme des sources de GES.

Puisque les modes de gestion sont un des principaux facteurs régissant les flux, les prairies possèdent un potentiel considérable d'atténuation des émissions (GIEC, 2007). Cependant, il faut éviter que l'adaptation d'un mode de gestion pour réduire les émissions d'un GES donné induise l'augmentation des émissions d'un autre (Six et al., 2004 ; Allard et al., 2007 ; Soussana et al., 2007 ; Vuichard et al., 2007a ; Vuichard et al., 2007b). Ainsi, des pratiques agricoles favorisant la séquestration de carbone (fertilisation, pâturage) pourraient engendrer des émissions supplémentaires de N_2O et CH_4 , contrebalançant alors le puits de carbone (Soussana et al., 2010). Au contraire, Allard et al. (2007), en comparant les bilans de GES sur trois années de mesures de deux parcelles soumises à un mode de gestion différencié, ont montré que sous un mode de gestion plus extensif, la réduction de la charge en bétail et l'absence de fertilisation induisait une forte diminution des émissions de CH_4 et N_2O par unité de surface. Ces résultats sont synthétisés au **tableau 2**. Néanmoins, à court terme, ce mode de gestion semblait également réduire le potentiel de stockage de carbone dans le sol. En effet, contrairement à la parcelle intensive, la NBP et le puits de GES de la parcelle extensive diminuait au cours des trois années. Il faut remarquer que les incertitudes portant sur les résultats ne sont pas présentées dans l'étude. On peut cependant s'attendre à ce que les différences entre les deux bilans de GES soient plus faibles que les incertitudes elles-mêmes.

S'il est manifeste que les flux de GES associés au mode de gestion et plus particulièrement au pâturage interviennent pour une part non négligeable dans les bilans de GES à l'échelle de la parcelle, leurs impacts à long terme sur les bilans sont néanmoins encore peu connus. Un compromis semble en effet nécessaire pour maintenir d'un côté une capacité de puits de carbone minimum tout en limitant de l'autre les émissions de N_2O et CH_4 (Allard et al., 2007 ; Soussana et al., 2007).

4. CONCLUSION

Les changements climatiques s'imposent comme un nouveau défi à relever par l'agriculture, non seulement en termes d'atténuation des émissions de GES mais également en termes d'adaptation, car il ne peut y avoir de durabilité agricole et alimentaire sans durabilité environnementale. Cet article montre que, de par leur potentiel de séquestration de carbone dans les sols, les prairies permanentes peuvent jouer un rôle important dans l'atténuation des émissions de GES des systèmes d'élevage. Nous avons vu que les variations du stock de carbone du sol des prairies pouvaient se calculer

en réalisant le bilan des flux à l'échelle de la parcelle. Cette méthode fournit une résolution temporelle élevée et les changements du stock de carbone du sol peuvent se détecter d'une année à l'autre. Les résultats présentés montrent une grande variabilité liée aux modes de gestion et aux conditions pédoclimatiques essentiellement. Soussana et al. (2007) insistent sur la nécessité de poursuivre et développer les analyses sur d'autres sites et ce, afin de réduire les incertitudes portant sur les résultats. Nous avons montré également qu'une approche globale, estimant conjointement l'ensemble des flux de C et de GES en relation avec les facteurs environnementaux et les modes de gestion, est indispensable afin d'identifier des pratiques de gestion capables de maintenir un puits de carbone minimum tout en limitant les émissions de N_2O et de CH_4 . Enfin, même s'il existe un potentiel considérable d'atténuation des émissions de GES des systèmes d'élevage (GIEC, 2007), il n'existe pas de pratiques universellement transposables. Les stratégies de réduction doivent donc être évaluées de manière individuelle. Elles doivent également intégrer les paramètres environnementaux (l'eau, le sol, la biodiversité, etc.) et les enjeux économiques et sociaux de l'activité agricole de la région étudiée pour contribuer de cette manière à la durabilité des systèmes d'élevage.

Remerciements

Cette étude est financée par le Service public de Wallonie - Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement - Département du Développement - Direction de la Recherche - Belgique. Projet D31-1235.

Bibliographie

- Aires L.M., Pio C.A. & Pereire J.S., 2008. Carbon dioxide exchange above a Mediterranean C3/C4 grassland during two climatologically contrasting years. *Global Change Biol.*, **14**, 539-555.
- Allard V. et al., 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO_2 , N_2O and CH_4) of semi-natural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **121**, 47-58.
- Ammann C. et al., 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **121**, 5-20.
- Anger M., Hoffmann C. & Kühbauch W., 2003. Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N_2O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. *Soil Use Manage.*, **19**(2), 104-111.
- Aubinet M., Vesala T. & Papale D., 2012. *Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis*. Springer verlag.

- Barton L. & Schipper L.A., 2001. Regulation of nitrous oxide emissions from soils irrigated with dairy farm effluent. *J. Environ. Qual.*, **30**, 1881-1887.
- Boadi D., Benchaar C., Chiquette J. & Massé D., 2004. Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: update review. *Can. J. Anim. Sci.*, **84**(3), 319-335.
- Boeckx P. & Van Cleemput O., 2001. Estimates of N₂O and CH₄ fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, **60**, 35-47.
- Byrne K.A., Kiely G. & Leahy P., 2005. CO₂ fluxes in adjacent new and permanent temperate grasslands. *Agric. Forest Meteorol.*, **135**, 82-92.
- Cantarel A., Bloor J., Deltroy N. & Soussana J.F., 2011. Effects of climate change drivers on nitrous oxide fluxes in an upland temperate grassland. *Ecosystems*, **14**, 223-233.
- Chapin III F.S. et al., 2006. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems*, **9**, 1041-1050.
- Chapuis-Lardy L. et al., 2007. Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biol.*, **13**, 1-17.
- Ciais P. et al., 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, **437**, 529-533.
- Conen F. & Neftel A., 2007. Do increasingly depleted δ¹⁵N values of atmospheric N₂O indicate a decline in soil N₂O reduction? *Biogeochemistry*, **82**, 321-326.
- Denmead O.T., 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant Soil*, **309**(5), 5-24.
- Di Marco C. et al., 2004. Field scale N₂O flux measurements from grassland using eddy covariance. *Water Air Soil Pollut. Focus*, **4**, 143-149.
- Edwards G.C. et al., 2003. A diode laser based gas monitor suitable for measurement of trace gas exchange using micrometeorological technique. *Agric. Forest Meteorol.*, **115**, 71-89.
- Falge E. et al., 2001. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agric. Forest Meteorol.*, **107**, 43-69.
- FAO, 2006. *Livestock's long shadows: environmental issues and options*. FAO : Rome.
- Faverdin P. et al., 2005. Bidirectional soil/atmosphere N₂O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. *Global Change Biol.*, **11**, 2114-2127.
- Flechard C.R. et al., 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **121**, 135-152.
- Flessa H. et al., 1996. Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. *J. Environ. Qual.*, **25**(6), 1366-1370.
- GIEC, 2001. *Climate change 2001: the scientific basis (Contribution of Working Group I to the third assessment report of the IPCC)*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- GIEC, 2007. *Climate change 2007: the scientific basis (Contribution of Working Group I to the third assessment report of the IPCC)*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Gilmanov T. et al., 2007. Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **121**, 93-120.
- Harper C.W. et al., 2005. Increased rainfall variability and reduced rainfall amount decreases soil CO₂ flux in a grassland ecosystem. *Global Change Biol.*, **11**, 322-334.
- Heimann M. & Reichstein M., 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature*, **451**, 289-292.
- Holter P., 1997. Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. *Soil Biol. Biochem.*, **29**(1), 31-37.
- Hussain M.Z., Grünwald T. & Tenhunen J.D., 2011. Summer drought influence on CO₂ and water fluxes of extensively managed grassland in Germany. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **141**, 67-76.
- Jacobs C.M.J., Jacobs A.F.G. & Bosveld F.C., 2007. Variability of annual CO₂ exchange from Dutch grasslands. *Biogeosciences*, **4**, 803-816.
- Jaksic V. et al., 2006. Net ecosystem exchange of grassland in contrasting wet and dry years. *Agric. For. Meteorol.*, **139**(3-4), 323-334.
- Jarvis S.C., Lovell R.D. & Panayides R., 1995. Patterns of methane emission from excreta of grazing animals. *Soil Biol. Biochem.*, **27**(12), 1581-1588.
- Jones M.B. & Donnelly A., 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytol.*, **164**, 423-439.
- Jones S.K., Rees R.M., Skiba U.M. & Ball B.C., 2007. Influence of organic and mineral N fertiliser on N₂O fluxes from a temperate grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **121**, 74-83.
- Jones S.K. et al., 2011. Nitrous oxide emissions from managed grassland: a comparison of eddy covariance and static chamber measurements. *Atmos. Meas. Tech.*, **4**, 2179-2194.
- Jongen M., Pereira J.S., Aires L.M. & Pio C.A., 2011. The effects of drought and timing of precipitation on the inter-annual variation in ecosystem-atmosphere exchange in a Mediterranean grassland. *Agric. For. Meteorol.*, **151**, 595-606.
- Jungbluth T., Hartung E. & Brose G., 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, **60**(1-3), 133-145.
- Kindler R. et al., 2011. Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biol.*, **17**, 1167-1185.
- Klumpp K., Tallec T., Guix N. & Soussana J.F., 2011a. Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biol.*, **17**, 3534-3545.

- Klump K., Bloor J.M.G., Ambus P. & Soussana J.F., 2011b. Effects of clover density on N₂O emissions and plant-soil N transfers in a fertilised upland pasture. *Plant Soil*, **343**, 97-107.
- Kroon P.S. et al., 2010. Uncertainties in eddy covariance flux measurements assessed from CH₄ and N₂O observations. *Agric. Forest Meteorol.*, **150**, 806-816.
- Lal R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, **304**, 1623-1627.
- Lassey K.R., 2007. Livestock methane emission: from the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agric. For. Meteorol.*, **142**(2-4), 120-132.
- Leahy P., Kiely G. & Scanlon T.M., 2004. Managed grasslands: a greenhouse gas sink or source?, *Geophys. Res. Lett.*, **31**(20).
- Li Z. & Kelliher F.M., 2007. Methane oxidation in freely and poorly drained grassland soils and effects of cattle urine application. *J. Environ. Qual.*, **36**(5), 1241-1248.
- Martin C., Morgavi D.P. & Doreau M., 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal*, **4**(3), 351-365.
- Mathieu O. et al., 2006. Emissions and spatial variability of N₂O, N₂ and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with ¹⁵N isotopic techniques. *Soil Biol. Biochem.*, **38**(5), 941-951.
- Moureaux C., Bodson B. & Aubinet M., 2008. Mesure des flux de CO₂ et bilan carboné de grandes cultures : état de la question et méthodologie. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **12**(3), 303-315.
- Mudge P.L. et al., 2011. Carbon balance of an intensively grazed temperate pasture in two climatically contrasting years. *Agric. For. Meteorol.*, **144**, 271-280.
- Neffel A. et al., 2007. Experimental assessment of N₂O background fluxes in grassland systems. *Tellus*, **59B**, 470-482.
- Neffel A. et al., 2010. N₂O exchange over managed grassland: application of a quantum cascade laser spectrometer for micrometeorological flux measurements. *Agric. For. Meteorol.*, **150**(6), 775-785.
- Nieveen J.P., Campbell D.I., Schipper L.A. & Blair I.A.N.J., 2005. Carbon exchange of grazed pasture on a drained peat soil. *Global Change Biol.*, **11**, 607-618.
- Pinares-Patino C.S., Baumont R. & Martin C., 2003. Methane emissions by Charolais cows grazing a monospecific pasture of timothy at four stages of maturity. *Can. J. Anim. Sci.*, **83**(4), 769-777.
- Richardson A.D. et al., 2006. A multi-site analysis of random error in tower-based measurements of carbon and energy fluxes. *Agric. For. Meteorol.*, **136**, 1-18.
- Rogiers N. et al., 2008. Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biol.*, **14**, 2613-2625.
- Saggar S. et al., 2004a. Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, **68**(3), 243-255.
- Saggar N. et al., 2004b. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand J. Agric. Res.*, **47**, 513-544.
- Saggar S., Hedley C.B., Giltrap D.L. & Lambie S.M., 2007. Measured and modelled estimates of nitrous oxide emission and methane consumption from a sheep-grazed pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **122**(3), 357-365.
- Sauvant D. & Giger-Reverdin S., 2009. Les variations du bilan carbone des ruminants d'élevage. In : *16^e Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, 2-3 décembre 2009, Centre des Congrès de la Villette, Paris*. Paris : INRA Éditions.
- Schmitt M. et al., 2010. Land use affects the net ecosystem CO₂ exchange and its components in mountain grasslands. *Biogeoscience*, **8**, 2297-2309.
- Schulze E.D. et al., 2009. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nat. Geosci.*, **3**(1), 842-850.
- Simon J.C., Decau M-L. & Morvan T., 1998. Facteurs de variation du devenir de l'azote des déjections bovines sur les surfaces fourragères. In : *5^e Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, 2-3 décembre 1998, Centre des Congrès de la Villette, Paris*. Paris : Institut de l'Élevage.
- Six J. et al., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long-term. *Global Change Biol.*, **10**, 155-160.
- Skiba U. & Smith K.A., 2000. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere Global Change Sci.*, **2**, 379-386.
- Skiba U. et al., 2009. Biosphere-atmosphere exchange of reactive nitrogen and greenhouse gases at the NitroEurope core flux measurement sites: measurement strategy and first data sets. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **133**(3-4), 139-149.
- Soussana J.F. et al., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manage.*, **20**, 219-230.
- Soussana J.F. et al., 2006. Bilans de gaz à effet de serre en prairies et cultures : méthodologies et résultats. *Fourrages*, **186**, 193-204.
- Soussana J.F. et al., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, **4**(3), 334-350.
- Suleau M. et al., 2011. Respiration of three Belgian crops: partitioning of total ecosystem respiration in its heterotrophic, above- and below-ground autotrophic components. *Agric. For. Meteorol.*, **151**, 633-643.
- Suyker A.E., Verma S.B. & Burba G.G., 2003. Year-round observations of the net ecosystem exchange of carbon dioxide in a native tallgrass prairie. *Global Change Biol.*, **7**, 279-289.
- Teuling A.J., Seneviratne S.I. & Stöckli R., 2010. Contrasting response of European forest and grassland

- energy exchange to heatwaves. *Nat. Geosci.*, **3**, 722-727.
- Vermorel M. et al., 2008. Évaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Prod. Anim.*, **21**, 403-418.
- Vuichard N. et al., 2007a. Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 1. Model evaluation from *in situ* measurements. *Global Biogeochem. Cycles*, **21**, GB1004, doi:10.1029/2005GB002611.
- Vuichard N. et al., 2007b. Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 2. Simulations at the continental level. *Global Biogeochem. Cycles*, **21**, GB1005, doi:10.1029/2005GB002612.
- Yamulki S., Jarvis S.C. & Owen P., 1998. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. *Soil Biol. Biochem.*, **30**, 491-500.
- Yamulki S., Jarvis S.C. & Owen P., 1999. Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals. *J. Environ. Qual.*, **28**(2), 676-682.
- Yamulki S. et al., 2000. Effects of dung and urine amendments on the isotopic content of N₂O released from grasslands. *Rapid Commun. Mass Spectrom.*, **14**, 1356-1360.
- Yamulki S. & Jarvis S.C., 2002. Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biol. Fertil. Soils*, **36**(3), 224-231.

(78 réf.)

Article 2

Title page

Title: Management was the main factor controlling the carbon balance of an intensively grazed grassland in southern Belgium.

Running head: Carbon balance of a grazed grassland in southern Belgium

Elisabeth Jérôme¹ⁱ, Yves Beckers²ⁱⁱ, Bernard Bodson³ⁱⁱⁱ, Bernard Heinesch^{1iv}, Christine Moureaux^{3v},
Marc Aubinet^{1vi}

¹University of Liege - Gembloux Agro-Bio Tech, Biosystems Physics Unit, Avenue de la Faculté, 8, B-5030 Gembloux, Belgium

²University of Liege - Gembloux Agro-Bio Tech, Animal Science Unit, Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgium

³University of Liege – Gembloux Agro-Bio Tech, Crop Science Unit, Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgium

ⁱElisabeth.Jerome@ulg.ac.be; ⁱⁱYves.Beckers@ulg.ac.be; ⁱⁱⁱb.bodson@ulg.ac.be;

^{iv}Bernard.Heinesch@ulg.ac.be; ^vChristine.Moureaux@ulg.ac.be; ^{vi}Marc.Aubinet@ulg.ac.be

Corresponding author: e-mail: Elisabeth.Jerome@ulg.ac.be; tel.: +32 81 62 24 90; fax: +32 81 62 24

39

Keywords: grassland, carbon budget, carbon dioxide flux, management, eddy covariance

Highlights

- The carbon (C) balance of an intensively grazed grassland in southern Belgium was investigated.
- On average, the site was C neutral.
- The effects of climate and management practices on C fluxes were analyzed.
- Management practices were the key control of the C balance.

Abstract

This study investigated the carbon dioxide (CO₂) exchange and the complete carbon (C) balance of an intensively managed grazed grassland in the temperate climate of southern Belgium by combining three years of eddy covariance, herbage mass sampling and other C flux measurements. The net ecosystem exchange (F_{CO₂}) was $+43 \pm 24 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ on average indicating that the site behaved as a weak CO₂ source. The interannual variability was large, F_{CO₂} ranging from $-67 \pm 38 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ to $+158 \pm 55 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Although reduction in total annual precipitation compared to normal and heat and drought events probably reduced the CO₂ uptake potential at this grassland, no significant correlation was found between F_{CO₂} and the main environmental drivers. F_{CO₂} variability was mainly linked to those of total ecosystem respiration (TER). Beyond temperature, fertilization management was found to be an important factor controlling TER interannual variability. Estimate of the net biome productivity (obtained by combining F_{CO₂} with other C fluxes exchanged at the system boundaries) was on average $-7 \pm 26 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, showing that the site behaved approximately C-neutral. Management (organic fertilization), as well as weather conditions that dictated these management (complementary feeds), were the principal factors influencing the C balance. Results of the CO₂ and other C flux analysis showed that management practices were the key control of the C flux variability at this grassland.

1 Introduction

Grasslands occupy 40 % of the Earth's ice-free land surface (Steinfeld et al., 2006) and have high soil carbon (C) content (Conant et al., 2001). They are therefore an important component of the global C balance (IPCC, 2007). Studies assessing the C balance under grasslands are relevant because grassland C sequestration can play an important role in mitigating the total greenhouse gas emissions from livestock production systems (Soussana et al., 2010; Lal, 2004).

Grassland C sequestration can be determined directly by measuring changes in soil organic carbon (SOC) stocks or indirectly by measuring the balance of C fluxes at the system boundaries. Contrary to studies based on SOC change measurements (Meersmans et al., 2011; Meersmans et al., 2009; Goidts and van Wesemael 2007; Lettens et al., 2005a; Lettens et al., 2005b), studies assessing the total C grassland budget by coupling eddy covariance measurements with measurements of other C fluxes allow investigations to be made of seasonal, annual and inter-annual C flux dynamics and budgets (Peichl et al., 2012; Klumpp et al., 2011; Mudge et al., 2011; Peichl et al., 2011; Gilmanov et al., 2010; Soussana et al., 2010; Zeeman et al., 2010; Byrne et al., 2007). Moreover, they allow analyses on the impact of specific management practices or weather conditions (Peichl et al., 2012; Hussain et al., 2011; Jongen et al., 2011; Klumpp et al., 2011; Teuling et al., 2010; Aires et al., 2008; Heimann and Reichstein, 2008; Allard et al., 2007; Ammann et al., 2007; Jaksic et al., 2006; Ciais et al., 2005; Harper et al., 2005; Suyker et al., 2003). The results of these studies reveal strong site-to-site variability because of differences in pedoclimatic conditions and management practices: they reported as well increases as losses or no change in soil C balances (Soussana et al., 2010). Grassland C balance and the impact of environmental conditions and management practices on this balance are therefore still not well understood (Soussana et al., 2010; Mudge et al., 2011).

The net balance of C fluxes exchanged at the system boundaries, commonly known as Net Biome Productivity (NBP, $\text{g C m}^{-2} \text{y}^{-1}$), was defined by Soussana et al. (2010) for temperate grazed grassland as (Figure 1):

$$\text{NBP} = F_{\text{CO}_2} + F_{\text{CH}_4\text{-C}} + F_{\text{manure}} + F_{\text{import}} + F_{\text{harvest}} + F_{\text{product}} + F_{\text{leach}} \quad (1)$$

where F_{CO_2} is the net CO_2 exchange, corresponding to the difference between gross CO_2 uptake via photosynthesis (Gross Primary Productivity, GPP) and CO_2 loss via respiration (Total Ecosystem Respiration, TER, including cattle respiration); and $F_{\text{CH}_4\text{-C}}$ is the C lost through methane (CH_4) emissions by grazing cattle (the CH_4 fluxes exchanged with the soil were not taken into account in this balance); F_{manure} and F_{import} are the lateral organic C fluxes imported into the system through manure and/or slurry application and complementary feeds, respectively; F_{harvest} and F_{product} are the lateral organic C fluxes exported from the system through mowing and animal products (meat and/or milk), respectively; F_{leach} represents organic and/or inorganic C losses through leaching. Throughout this paper, we adopt the micrometeorological convention that fluxes from the ecosystem are positive and that fluxes to the ecosystem are negative.

The objective of this research was to assess the total C balance of an intensively grazed grassland in Wallonia in southern Belgium (Equation 1). F_{CO_2} was measured using the eddy covariance method. Other NBP components were estimated from data provided by the farmer (F_{manure} , F_{import}), from direct measurements made in the field (F_{harvest}), from measurements of the C intake by cattle during grazing ($F_{\text{CH}_4\text{-C}}$, F_{product}) or from literature data (F_{leach}).

Although preceding studies have already assessed long-term changes in grassland SOC stocks in Belgium based on core soil samplings (Goidts and van Wesemael 2007; Lettens et al., 2005a; Lettens et al., 2005b), this study is the first to establish and analyze the total C budget of a grazed grassland based on measurements of C flux exchanged at the system boundaries. It is also the first to focus on a specific Walloon livestock production system where the Belgian Blue breed of cattle is farmed intensively in order to produce meat. The research involved 3 years of measurements, providing an opportunity to observe the extent to which weather conditions and management practices affected the C budget. In the long term, this kind of study could help to develop farming systems that minimize C losses or maximize C sequestration.

2 Material and methods

2.1 Site description

The research was carried out at the Dorinne Terrestrial Observatory (DTO) (50° 18' 44'' N; 4° 58' 07'' E). Dorinne is 18 km south/south-east of Namur, in the Condroz region in Belgium. The Condroz region is characterized by a succession of depressions and crests with soils suitable for arable land use (mainly cereals and sugar beet) and pastures for cattle breeding (Goidts and van Wesemael, 2007). The climate is temperate oceanic. The mean annual air temperature (T_A) is 10°C, the annual precipitation (PPT) is 847 mm and the main wind direction is south-west (IRM, 2011). The research site is permanent grassland covering 4.22 ha and dominated by a large colluvial depression oriented south-west/north-east. This depression is situated within a loamy plateau on calcareous and/or clay substrate. The altitude varies from 240 m (north-east) to 272 m (south). The field is bordered on the south and north-west by two other pastures belonging to the same farmer. It was converted to permanent grassland at least 50 years before the experiment began and has been intensively used for cattle grazing with the application of organic (cattle slurry and manure) and inorganic fertilizers. The grassland species composition consists of 66 % grasses, 16 % legumes and 18 % other species. The dominant species are perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) and white clover (*Trifolium repens* L.).

Measurements have been taken since spring 2010. The data discussed in this study cover 3 full years of measurements from 12 May 2010, when the eddy covariance measurements began, to 12 May 2013 (Year 1 = 12 May 2010 – 12 May 2011; Year 2 = 13 May 2011 – 12 May 2012; Year 3 = 13 May 2012 – 12 May 2013).

2.2 Grassland management

The field was intensively managed and rotationally grazed during the vegetative season by Belgian Blue cattle (heifers, suckler cows, breeding bulls, calves). Rotation between grazing and non-grazing periods depended on the herbage growth and its consumption by cattle. In this context, weather conditions played a leading role and the stocking rate was adapted when necessary. Complementary

feed (corn silage, hay and a mixture of straw and ProtiWanze®, a by-product of bio-ethanol production) was distributed when necessary to compensate insufficient grass development (drought or beginning/end of the grazing season) or support heifers development. Fertilizer, including industrial inorganic fertilizers and compost, was applied at various times to the field throughout the growing season, summing up to 164 kg nitrogen (N) ha⁻¹ in 2010 (65 % inorganic), 162 kg N ha⁻¹ 2011 (62 % inorganic), about 148 kg N ha⁻¹ (100 % inorganic) in 2012 and 40 kg N ha⁻¹ at the start of 2013 (100 % inorganic). Table 1 lists the management activities and Table 2 summarizes grazing management over the 3 years of the study. The reference unit used for calculating livestock unit (LU) is the grazing equivalent of one 600 kg live-weight adult dairy cow producing 3 000 kg of milk annually, without additional concentrated feed (Eurostat, 2013). Breeding bulls and suckler cows correspond to 1 LU, and heifers and calves to 0.6 and 0.4 LU, respectively.

2.3 Measurement systems

2.3.1 Eddy covariance and meteorology

The CO₂ fluxes (F_{CO_2}) were measured using the eddy covariance technique. This involved using a three-dimensional sonic anemometer (CSAT3, Campbell Scientific Ltd, UK) coupled with a fast CO₂-H₂O infrared gas analyzer (IRGA) (LI-7000, LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA) to measure fluxes of CO₂, latent heat, sensible heat and momentum. The system was installed on a mast at a height of 2.6 m above ground in the middle of the field. It was surrounded by a secured enclosure to prevent damage by cattle. Data were sampled at a rate of 10 Hz. Zero and span calibrations were performed for CO₂ and H₂O about once a month.

Supporting measurements included air temperature and relative humidity (RHT2nl02, Delta-T Devices Ltd, Cambridge, UK), soil temperature (Pt 1000) at 2, 5, 10, 25 and 50 cm depth and soil moisture (ThetaProbe, Delta-T Devices Ltd, Cambridge, UK) at 5, 25 and 50 cm depth, global and net radiation (CNR4, Kipp & Zonen, Delft, The Netherlands), rainfall (tipping bucket rain gauge, 52203, R.M.

Young Company, Michigan, USA) and atmospheric pressure. Meteorological data were sampled at a rate of 0.1 Hz.

Raw data were recorded on a data logger (CR3000, Campbell Scientific Ltd, UK) and stored on a 2 GB compact flash card.

2.3.2 Herbage mass

Herbage mass in the field (HM, kg of dry matter ha⁻¹) was deduced from herbage height (h, m) measurements. The mean canopy height was determined manually by measuring the center height of a light-weight plate of 0.25 m² dropped onto the canopy at 60 points on the field. This estimation was then converted into HM using allometric relationships fitted to the DTO measurements. The latter were established on the basis of samples taken from the field (nine sample surveys, providing ± 20-25 samples per survey) and from three secured enclosures (weekly measurements, see section 2.3.3) during the growth periods between 12 May 2010 and 12 May 2012. The samples were mowed at a height of 0.05 m using battery-powered hand clippers and a quadrat (0.5 × 0.5 m). They were then dried at 60°C in a forced-air oven until constant weight was achieved (usually after 48-72 h). The relationship between grass height difference before and after the cut and harvested dry matter (DM) was analyzed. Specific equations were developed for grazing (h < 0.2 m) and harvest periods (h not limited) and used to estimate HM from the canopy height:

$$HM = -1.96 \times 10^4 \times h^2 + 2.01 \times 10^4 \times h \quad \text{for } h \geq 0.2 \text{ m} \quad (2a)$$

$$HM = -3.27 \times 10^4 \times h^2 + 2.08 \times 10^4 \times h \quad \text{for } h < 0.2 \text{ m} \quad (2b)$$

2.3.3 Grass growth under grazing

Three secured enclosures excluding animals from the grazing areas were installed in the field to assess the grass growth under grazing R_i (g DM m⁻²). Each secured enclosure consisted of five strips (0.5 m x 2 m).

By successively cutting the strips, the grazing was simulated and the HM accumulation under grazing R_i (g DM m⁻²) was deduced from canopy height measurements. Measurements were conducted over 5 weeks. On week 1, strip 1 was mowed using a quadrat. Each week thereafter strip 1 and, successively, strips 2 to 5 were mowed using quadrats. Two growth scenarios were considered: minimal growth of permanently harvested grass (R_{\min} , g DM m⁻²), obtained from the difference between average initial and residual grass height measured at 1-week intervals in strip 1 and maximal growth of unexploited grass (R_{\max} , g DM m⁻²), obtained from the difference between average initial grass height measured at 1-week intervals in two successive strips. A weekly R was calculated for a secured enclosure as the mean of R_{\min} and R_{\max} . Finally, the weekly R of the field was calculated as the average for the three secured enclosures and averaged over the measurement period in order to obtain R_i .

2.4 Eddy flux computation and data processing

F_{CO_2} was computed half hourly as the sum of the turbulent flux measured by the eddy covariance system and of the storage term (Foken et al., 2012a). Flux computation was performed using the EDDYFLUX (EDDY Software, Jena, Germany) software package and the 10 Hz time series data. All the computation and correction procedures used were the standard procedures defined within the context of the EUROFLUX– CARBOEUROFLUX– CarboEurope IP networks (Aubinet et al., 2012a; Aubinet et al., 2000). Double rotation was applied to wind data in order to align the mean horizontal wind velocity with the mean wind direction and to set the mean vertical wind speed to zero (Rebmann et al., 2012). Fluxes were corrected for high frequency losses. The transfer function was determined by comparing the CO₂ co-spectrum with the sensible heat co-spectrum (Foken et al., 2012b). The transfer function was approximated by a first-order function (Eugster and Senn, 1995). The storage term was deduced from the CO₂ concentration measured by the IRGA. Precipitation and meteorological data were totaled and averaged over 30 minutes.

The turbulent fluxes were scrutinized using a stationary test (Foken et al., 2012b; Foken and Wichura, 1996) with a selection criterion of 30 %. Data were separated between night and day using a

Photosynthetic Photon Flux Density (PPFD) criterion, with a threshold of $5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. In order to avoid night CO_2 flux underestimation, CO_2 fluxes measured under low turbulence conditions were filtered (Aubinet et al., 2012b; Goulden et al., 1996). A critical threshold of u_* was determined using available nighttime data. It was fixed at 0.13 m s^{-1} so that nighttime measurements with u_* below this value were systematically discarded.

Data gaps due to system failures, power cuts or data removal because of bad quality were filled using parameterization of the flux response to meteorological data when the latter were available, and the mean diurnal variation approach (Falge et al., 2001) when they were not. For nighttime CO_2 fluxes, regressions were performed to an entire year of data using an exponential function of the soil temperature (T_s) at 2 cm depth (Lloyd and Taylor, 1994). For daytime CO_2 fluxes, an exponential function of PPFD (Mitscherlich model, Aubinet et al., 2001) or a linear model when the pre-cited regression did not converge (Jassal et al., 2007) were used. Regressions were performed every 5 days in order to take response to other climatic factors and management activities into account. All the regression parameters were estimated using least absolute regression (Richardson et al., 2006; Hollinger and Richardson, 2005; Richardson and Hollinger, 2005). Maximum likelihood parameter estimates were obtained by minimizing the cost function defined as the weighted sum of the absolute deviations between measured (y_i) and modeled (y_{pred}) values, the weighing factor being the reciprocal of the estimated standard deviation of the observed i measurement error. The mean diurnal variation was applied using a 10-day data window (Falge et al., 2001). If no data were present in this window, it was increased by 1 day at a time until data were found.

Flux-partitioning was performed by following the procedure proposed by Reichstein et al. (2005). TER was computed every half hour based on the Lloyd and Taylor (1994) equation using T_s data and regression parameters obtained for the year of interest. GPP values were then deduced by subtracting TER from F_{CO_2} .

In order to highlight interannual variability, flux and climate variable anomalies were computed. For fluxes, the annual (monthly) anomaly was defined as the difference between their annual (monthly)

cumulated sum and its 3-year annual (monthly) average. For climatic variables, the annual (monthly) anomalie was defined as the difference between its annual (monthly) averages and its 3-year annual (monthly) average.

2.5 Non-eddy covariance components of the net biome productivity

$F_{\text{CH}_4\text{-C}}$ was estimated as a constant fraction of the total DM ingested by cattle during grazing (Dry Matter Intake, DMI, $\text{g DM m}^{-2} \text{y}^{-1}$), using the dimensionless methane conversion factor Y_m , which is the methane emitted per kg of DMI. We assumed a typical Y_m value of 6 % (Lassey, 2007). The DMI corresponded to the sum of the annual herbage mass intake (Herbage Mass Intake, HMI, $\text{g C m}^{-2} \text{y}^{-1}$) (section 2.6.1) by cattle during grazing and the annual DM of complementary feed imported.

F_{manure} and F_{import} were calculated by multiplying the total imported mass by its DM fraction and the dry matter C content (Table 3).

F_{harvest} was estimated by multiplying the HM difference in the field (g DM m^{-2}) before and after the cut with the grass C content (Table 3).

F_{product} was estimated by multiplying the cattle live-weight gain for a growing animal, fixed at 647 g $\text{animal}^{-1} \text{day}^{-1}$ based on *in situ* measurements conducted in Year 1, with a concentration factor of $0.165 \pm 0.002 \text{ g C (g lwg)}^{-1}$ for Belgian Blue (Mathot et al., 2012).

F_{leach} was fixed at $7 \pm 7 \text{ g C m}^{-2} \text{y}^{-1}$, based on work by Schulze et al. (2009).

C content analyses of samples taken *in situ* (herbage, complementary feed, compost) were conducted by the Forest Ecology and Ecophysiology Unit at the Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) (UMR 1137 INRA-UHP) using the Dumas method (Dumas, 1831). After drying and grinding (Cyclotec – 1 mm screen), the samples were analyzed using an elemental analyzer (NCS2500, CE instrument Thermo Quest, Italy).

2.6 Other carbon fluxes

To analyze in details all the C flux exchanged in this grassland and specifically C fluxes linked to grazing, we established the carbon cycle of the animals. It implied to estimate the components described in the sections below (Figure 1).

2.6.1 Cattle herbage mass consumption and above-ground net primary productivity

For a period of interest (grazing and non-grazing), HM on the field was measured at the beginning (HM_t) and the end (HM_{t+1}) of the period, following the procedure described in section 2.3.2. During grazing periods, the grass growth under grazing R_i (g DM m^{-2}) was deduced from secured enclosure measurements, following the procedure described in section 2.3.3. From these measurements, we deduced:

The C intake through HM consumption by cattle during grazing ($C_{\text{grazing},i}$, g C m^{-2}), as (Macon et al., 2003):

$$C_{\text{grazing},i} = C_{\text{content}} \times HMI_i = C_{\text{content}} \times (HM_t - HM_{t+1} + R_i) \quad (3)$$

where C_{content} is the grass C content, obtained from laboratory measurements.

The Above-ground Net Primary Productivity ($ANPP_i$, g DM m^{-2}) during non grazing periods as:

$$ANPP_i = C_{\text{content}} \times (HM_{t+1} - HM_t) \quad (4)$$

And the ANPP during grazing periods as:

$$ANPP_i = C_{\text{content}} \times R_i \quad (5)$$

Annual C_{grazing} and ANPP was obtained by summing $C_{\text{grazing},i}$ and $ANPP_i$ on all periods of interest.

2.6.2 Livestock carbon dioxide losses at grazing

Livestock CO₂ emissions ($F_{\text{CO}_2,\text{livestock}}$, g C m⁻² y⁻¹) were estimated from C intake measurements. As most of the C ingested was digestible and therefore respired shortly after intake, we obtained:

$$F_{\text{CO}_2,\text{livestock}} = (\text{OMD} \times C_{\text{intake}}) - F_{\text{CH}_4\text{-C}} - F_{\text{product}} \quad (6)$$

where OMD (%) is organic matter digestibility and C_{intake} (g C m⁻² y⁻¹) is the sum of C_{grazing} and F_{import} .

In the same way, livestock C excreted ($C_{\text{excretions}}$) was estimated as:

$$C_{\text{excretions}} = \text{NOMD} \times C_{\text{intake}} \quad (7)$$

where NOMD (%) is non-organic matter digestibility.

OMD and NOMD values were obtained from Near Infrared Reflectance Spectrometry analyses (NIRS system monochromator 5000-1100 to 2498 nm wavelength by 2 nm steps; Decruyenaere et al., 2009) of samples taken *in situ* (herbage, complementary feed). After the samples were dried and grinded (Cyclotec – 1 mm screen), analyzes were conducted at the Walloon Agricultural Research Center (CRA-W).

2.7 Uncertainty assessments

By assuming the independence and normality of the different error sources, NBP standard deviation $\sigma(\text{NBP})$ was calculated by squaring each error term, totaling the resulting values and then taking the square root of the sum (Mudge et al., 2011). NBP uncertainty was finally reported at a 95 % confidence interval as $2 \times \sigma(\text{NBP})$.

Two sources of errors were investigated to assess F_{CO_2} uncertainty: those introduced by random errors in measurements $\sigma(F_{\text{CO}_2,\text{RU}})$ and those associated with data gap-filling $\sigma(F_{\text{CO}_2,\text{GAP}})$. The $\sigma(F_{\text{CO}_2,\text{RU}})$ was calculated for each filtered half-hourly set of data by applying the procedure developed by Richardson

et al. (2006), Hollinger and Richardson (2005), Richardson and Hollinger (2005) to our research site.

This gave:

$$\sigma(\delta) = -0.11 \times F_{CO_2} + 1.61 \quad \text{for } F_{CO_2} \leq 0 \quad (R^2 = 0.87) \quad (8a)$$

$$\sigma(\delta) = 0.28 \times F_{CO_2} + 0.20 \quad \text{for } F_{CO_2} > 0 \quad (R^2 = 0.94) \quad (8b)$$

The $\sigma(F_{CO_2,GAP})$ resulted from uncertainty in data gap-filled by parameterization $\sigma(F_{CO_2,PA})$ and by MDV $\sigma(F_{CO_2,MDV})$. The $\sigma(F_{CO_2,PA})$ was calculated as the standard deviation of a prediction:

$$\sigma(F_{CO_2,PA}) = S_{Y,X} \times \sqrt{1 + \frac{1}{N} + \frac{(X_0 - \bar{X})^2}{(N-1) \times S_x^2}} \quad (9)$$

where $S_{Y,X}$ is the root mean squared error of the regression; \bar{X} and S_x are the mean and standard deviations of the independent variable of the regression, respectively (T_s for nighttime data and PPFD for daytime data); and X_0 is the value of the assumed independent variable.

The $\sigma(F_{CO_2,MDV})$ was calculated as:

$$\sigma(F_{CO_2,MDV}) = \frac{1}{N_w} \times \left\{ \sum F_{CO_2,MDV}^2 - \frac{1}{N} \times \left(\sum F_{CO_2,MDV} \right)^2 \right\} \quad (10)$$

where N_w is the size of the window used to calculate the gap-filled data; and $F_{CO_2,MDV}$ are the data used to calculate the F_{CO_2} gap-filled data.

For other sources of errors, we assumed that the farm records were accurate and retained an associated standard deviation of 10 % in the recorded data.

3 Results and discussion

3.1 Environmental conditions and management practices

The seasonal patterns of monthly mean temperatures and PPFD patterns did not really differ from one year to another, the 3-year monthly averages peaking in August for temperatures (Figures 2 a and b) and three months earlier, in May, for PPFD (Figure 2 c). The main interannual variability was observed for precipitation (PPT), whose monthly cumulated values and repartition differed greatly among years. The 3-year cumulated monthly values were, most of the time, lower than normal (Figure 2 f). Two important drought events, with low precipitation and high temperatures, occurred during the study period. The first took place in 2010 between May and mid-August, causing soil water content at 5 cm depth (SWC) to decrease to $0.20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ in July (Figure 2 d). The second occurred in 2011 at the start of the growing season, with total precipitation from March to April three times lower than normal (60 mm versus 189 mm for those 3 months, Figure 2 f). It led to the lowest observed SWC value of $0.16 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ in May (Figure 2 d). Those 3 months were also marked by higher than the 3-year average vapor pressure deficit (VPD) values (Figure 2 e).

Over all the 3 years of the study, annual averages (\pm confidence interval) were within a narrow range for the main environmental variables T_A ($9.27 \pm 0.28/0.48$), T_S ($9.93 \pm 0.50/0.60$ °C), PPFD ($240 \pm 11/11 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), VPD ($2.1 \pm 0.22/0.25$ kPa), SWC ($0.38 \pm 0.05/0.01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) and precipitation ($585 \pm 36/64$ mm). The annual averaged temperatures and cumulated precipitation were significantly lower than the 30-year local normal averages (10°C and 847 mm, respectively, reported by the Institut Royal Météorologique's Ciney station, 15 km south-east of the site).

The start of the growing season, which, according to Theau and Zerourou (2008), begins when the cumulated daily mean of air temperature (T_A) reaches 250 degree-days, was on 31 March in 2010 (before the start of the measurements), on 9 March in 2011 and 2012 and as late as 16 April in 2013 due to a prolonged snow period. On average, cattle grazed during 150 days and the average stocking

rate during grazing was 5.2 LU ha⁻¹ (Table 4 b). According to the farmer management, grazing duration and so average stocking rate varied among years. It depended of the grass availability that was itself dictated by the weather conditions. The shorter grazing season could be primarily explained by the snow at the start of 2013 that delayed the beginning of the vegetative season.

3.2 Seasonal patterns of F_{CO₂}, TER and GPP

On each year, continuous CO₂ uptake occurred from March to May while continuous CO₂ emission occurred from August to February. In June and July, according to the year, an uptake or a weak emission was observed but the 3-year average suggested that, on average, the site behaved as a continuous weak CO₂ sink during those 2 months (Figure 3 a). The 3-year average of monthly TER was the greatest from June to August. Monthly TER from April to June was the highest in 2011 whereas, in contrast, it was reduced from April to July 2012 and in March and April 2013 (Figure 3 b). The GPP evolved almost in parallel with the TER. The greatest 3-year average was observed, however, from May to July and the maximum in July (Figure 3 c), one month before the TER maximum (Figure 3 b).

Analyses of monthly sums showed a significant strong positive relationship between GPP and TER showing coupling of those fluxes on this temporal scale (Figure 4 a). A similar correlation, although weaker, was also observed between GPP and TER anomalies (Figure 4 b). The F_{CO₂} anomalies were significantly positively correlated with those of TER (Figure 5 a), whereas they were not with those of GPP (Figure 5 b).

The strong correlation observed between GPP and TER is quite logical in view of the discrimination procedure that was followed to obtain each of these terms (Reichstein et al., 2005) and of the fact that, at a daily scale, F_{CO₂} was much smaller than TER. This relation is, however, not only an artifact and reflects real processes as will be shown below. Such tight relationships between GPP and TER have been already observed in grasslands and explained by fast C allocation and turnover rates (Peichl et al., 2011; Bahn et al., 2008).

Significant correlation between TER and F_{CO_2} anomalies means that, compared to the 3-year monthly average, the CO_2 uptake potential decreased significantly when the TER increased. It is interesting to note that, despite the coupling of GPP and TER and, in a lesser extent of their anomalies, GPP and F_{CO_2} anomalies were not correlated, which suggests that the TER is the main control of the F_{CO_2} variability.

3.2.1 Environmental controls on seasonal fluxes

Linear regression analysis (Figures 6) revealed some correlations between monthly flux anomalies and of most important environmental drivers. Some relationships, although they were significant (p-values < 0.05), appeared to be weak in view of the data variability and their repartition around the 95 % confidence intervals. To test if they are not accidental, we drew 1000 bootstrap data samples, computed the correlation coefficient of each sample and finally analyzed the variation in the resulting correlation coefficients. If the sample minimum is positive, we considered that the relationship is not accidental and concluded that it is significant. It finally appeared that only the relationships between TER/ T_s and GPP/ T_s anomalies could be considered as significant. This means that TER and GPP were significantly larger than the 3-year monthly averages during warmer events, lower during colder events. Those strong correlations are not surprising as the partitioning method used an annual response of nighttime flux to temperature to calculate the TER. The dependence to this method was in consequence probably large.

Finally, it is remarkable that relationships between fluxes and environmental parameter anomalies were all weak. This suggests that at an interannual scale the control exerted by climatic variables on fluxes was small and probably masked by other factors such as management practices.

3.2.2 Management controls on seasonal fluxes

While TER and T_s anomalies were well correlated, their relation differed between 2010-2011 and 2012-2013 (Figure 7 a). Indeed, slopes were similar ($16.16 \pm 5.53 \text{ g C m}^{-2}$ in 2010-2011 versus $15.71 \pm 6.49 \text{ g C m}^{-2}$ in 2012-2013) but intercepts significantly differed ($7.45 \pm 6.84 \text{ g C m}^{-2}$ in 2010-2011

versus $-9.17 \pm 7.79 \text{ m}^{-2}$ in 2012-2013), so that TER was found $16.61 \pm 10.37 \text{ g C m}^{-2}$ lower in 2012-2013. No such difference was observed for GPP (Figure 7 b).

Those results revealed that, beyond the temperature variability, other factors played a key role in TER variability. The main difference we noticed between 2010-2011 and 2012-2013 concerned the management practices and, more specifically, the fertilization type and rate (Table 1): organic fertilization was applied at the start of the growing season in 2010 and 2011 while only inorganic fertilizers were applied in 2012. We thus hypothesized that organic fertilization enhanced the mineralization rate and hence the C losses from compost due to stimulated respiratory processes (Ryals and Silver, 2013; Shimizu et al., 2009).

The fact that we did not observe this difference in the GPP anomalies response to T_s anomalies suggests that GPP variability was probably influenced by other management factors, such as grazing.

3.2.3 Carbon dioxide flux patterns during specific climatic events

Dependence of TER and GPP to temperature and to management practices helped to interpret CO_2 flux patterns during specific climatic events. We focused on the two drought events that took place in summer 2010 and in spring 2011.

The drought impact on the net ecosystem exchange depended of the timing (summer in 2010 versus start of the growing season in 2011) and of the management practices (harvest/grazing in 2010 versus organic fertilization/grazing in 2011). In 2010, effects were difficult to evaluate because it started before the beginning of the eddy covariance measurements and the rest of the period coincided with different management practices, the plot being harvested at the start of June and rotationally grazed from mid-June (Figures 8 a to d). While the TER followed the temperature evolution and gradually increased over the period, F_{CO_2} evolved almost in parallel with the GPP. The harvest at the beginning of June induced a significant decline in F_{CO_2} , which made the ecosystem switch from an average net CO_2 sink before harvest to an average net CO_2 source directly after. Taking account of uncertainties, full recovery was reached 10 days after. Values then gradually decreased so that the ecosystem

switched again to a net CO₂ source to remain unaltered until the end of the drought. Those observations explained the monthly positive F_{CO₂} values in June and July 2010, compared to other years (Figure 3 a). The CO₂ flux reduction following harvest could be explained by the decrease in leaf biomass that induced a decrease in the CO₂ accumulation (Peichl et al., 2012; Schmitt et al., 2010; Novick et al., 2004). The shortness of the recovery period indicates the relatively small impact of harvest on CO₂ fluxes, probably because of the fast recovery of the leaf biomass (Novick et al., 2004), although the ecosystem was conditioned by high pre-harvest flux magnitudes that could require longer periods of re-growth to reach full recovery (Peichl et al., 2012) and by post-harvest weather conditions that could limit CO₂ assimilation.

The drought in spring 2011 (Figures 8 d to g) contrasts with the previous one in that it did not prevent the GPP to increase (Figure 8 g). In consequence, despite the TER increase (Figure 8 f), the ecosystem behaved as a net CO₂ sink from March to May (Figure 3 a, Figure 8 e). We compared the fluxes over the same period in 2012 in which the stocking rates were fairly similar on average. We observed, however, that the net CO₂ uptake was greatly reduced (Figure 3 a), especially in March and April. This was due to a lower GPP in March 2011 and a higher TER in April 2011, compared with 2012. After the drought was broken in mid-June, GPP started to decrease (Figure 8 g) contrary to the TER (Figure 8 f). This probably explains the positive F_{CO₂} observed in June 2011, compared to 2012 (Figure 3 a).

Contrary to the harvest, which had a visible effect on CO₂ flux dynamics, grazing effect was more difficult to discern at a seasonal scale, as also observed by Peichl et al. (2012), being probably confounded with environmental responses. In addition, in this study, the analysis was complicated by the lack of replication in the timing of the grazing periods, grazing duration, stocking rate and environmental conditions. The precise quantification of grazing impact on CO₂ fluxes required specific data analysis and experiments. A detailed analysis of the direct and indirect impact of grazing is presented in another paper (Jérôme et al., 2014).

3.3 Annual patterns of F_{CO_2} , TER and GPP

The 3-year average of F_{CO_2} showed that the site was a weak CO_2 source of $43 \pm 24 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Annual values ranged however from a net CO_2 source of $+158 \pm 55 \text{ g C m}^{-2}$ in Year 1 to a net CO_2 sink of $-67 \pm 38 \text{ g C m}^{-2}$ in Year 3, with annual F_{CO_2} values significantly different from the 3-year average for those years. Annual TER and GPP were, on average, around $2400 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Values were significantly lower in Year 3, compared to the 3-year average (Table 4 c). Annual anomalies of GPP were still strongly correlated with TER anomalies (Figure 9 a) but they were even more correlated with those of ANPP (Figure 8 b), which was obtained by a completely independent method (section 2.6.1). Similarly as for the seasonal scale (Figures 5), annual F_{CO_2} anomalies were more correlated with TER than with GPP anomalies (Figures 9 c and d).

Unlike recent studies on intensively managed grasslands (Peichl et al., 2012; Peichl et al., 2011; Mudge et al., 2011; Gilmanov et al., 2010; Soussana et al., 2007), which found that these ecosystems behaved, on average, as net CO_2 sinks (F_{CO_2} ranging from -119 to $-277 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$), the DTO was a weak CO_2 source. This result is, however, not incompatible with these studies as site-to-site and interannual variability could be large and sites behaving as net CO_2 sources were also observed (Peichl et al., 2012; Gilmanov et al., 2007). At the DTO, the site behaved alternatively as a slight source or a slight sink of CO_2 according to the years. In fact, annual TER and GPP values were considerably greater than the resulting F_{CO_2} and a small variation in one of them could lead to a huge relative variability in annual F_{CO_2} . The absolute annual F_{CO_2} variability range ($225 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) was, however, of the same order of magnitude or larger as those reported in long-term studies conducted in different conditions (Peichl et al., 2012; Ma et al., 2007; Gilmanov et al., 2006 or Wohlfahrt et al., 2008; Franck, 2004).

This result could also be linked to specific climate conditions: over the 3 years of the study, total precipitation reduction compared with normal (Table 4 a) and drought period repartition (Figure 2 f) might have reduced the CO_2 uptake potential (Year 3) or even changed the ecosystem into a net CO_2 source (Year 1 and Year 2). We indeed showed that heat and drought events led to a reduction of the

CO₂ uptake potential at this grassland (Figures 8 e to l). Some studies conducted in regions with low precipitation have reported that CO₂ sinks sometimes decreased in years with severe drought and, in many instance, grasslands became net CO₂ sources (Aires et al., 2008; Nagy et al., 2007; Hunt et al., 2004; Flanagan et al., 2002). Specifically, studies showed that the dynamics of precipitation and available soil water were the key factors in regulating CO₂ fluxes, even in temperate areas (such as the DTO) that are not drought-prone (Hussain et al., 2011; Nagy et al., 2007).

The annual GPP and TER values were among the highest, compared to other studies on intensively managed grasslands (Mudge et al., 2011; Gilmanov et al., 2010; Zeeman et al., 2010). Possible causes for such large values were generally not discussed in those studies (Zeeman et al., 2010). At the DTO, they could be explained by a high potential for biomass production. This was confirmed by the annual ANPP values (Table 4 d) that reached 280 g C m⁻² on average, which is quite similar as for the Wallonia permanent cut grasslands (on average, \cong 250 g C m⁻² for the 2008-2010 period; SPW, 2010) and was probably due to high soil fertility in addition to intensive nitrogen fertilization (Table 1). These conditions favored a high C uptake as well as a high respired C loss (Mudge et al., 2011; Peichl et al., 2011; Jones and Donnelly, 2004). In comparison, Klumpp et al. (2011) reported for an intensively managed grassland in France much lower average annual ANPP (95 g C m⁻²), TER and GPP (about 1650 g C m⁻²).

The fact that the GPP annual anomalies were better correlated with ANPP than with TER anomalies suggests again that the strong coupling of GPP and TER was not so much linked to the partitioning method.

3.3.1 Managements controls on annual fluxes

As observed at the seasonal scale, interannual variability in TER and GPP values could be explained by the influence of management practices. Higher TER values in Year 1 and Year 2 are most probably due to organic fertilization at the start of 2010 and 2011 that enhanced the C losses, unlike in Year 3 where only inorganic fertilizers were applied at the start of 2012 and 2013. This difference was

corroborated by the respiration flux normalized at 10°C values ($R_{d,10}$) obtained from the annual nighttime half-hourly flux response to soil temperature (Lloyd and Taylor, 1994) that were significantly higher in Year 1 and Year 2, compared to Year 3 ($R_{d,10,Year 1} = 5.46 \pm 0.03 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; $R_{d,10,Year 2} = 5.34 \pm 0.05 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; $R_{d,10,Year 3} = 5.00 \pm 0.03 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, data not shown) and confirmed the results obtained at the seasonal scale (Figure 7 a). In the same way, through its influence on biomass production, the fertilization rate could explain the GPP interannual variability. Indeed, in 2010 and 2011, 164 kg N ha⁻¹ and 162 kg N ha⁻¹ were applied on the field whereas 148 kg N ha⁻¹ were applied in 2012. GPP annual values seem to be also related to grazing management. Indeed, values decreased with increasing grazing intensity probably as a result of reduced plant assimilation reduction. Those observations were corroborated by ANPP annual values that were significantly higher in Year 1 and Year 2, compared to Year 3 (Table 4 d) and support the correlation obtained between GPP and ANPP annual anomalies (Figure 9 b). Those analyses reinforce the fact that the TER was the main control of the F_{CO_2} variability (Figure 5 a and Figure 9 c), which was further supported by the fact that ANPP was the lowest in Year 3, when the site behaved as a net CO₂ sink.

3.4 Net biome productivity

Inputs via photosynthesis (GPP) and outputs via respiration (TER) were considerably larger than any of the other C fluxes. These two fluxes compensated largely so that the resulting F_{CO_2} were of the same order of magnitude than the other C fluxes. The balance between C inputs and outputs create a significant departure of NBP from F_{CO_2} on average. It decreased significantly the magnitude of the C source in Year 1 contrary to Year 2 and Year 3. Indeed, in Year 1 annual C inputs through manure and complementary feedings were 221 g C m⁻² while they were practically zero in Year 2 and Year 3. In addition, the plot was harvested in Year 1 and not in the others years. Summing all the C inputs and outputs revealed that, on average and taking account of uncertainties, the DTO was C neutral ($-7 \pm 26 \text{ g C m}^{-2}\text{y}^{-1}$). The differences in NBP between the three years were smaller than the difference in F_{CO_2} (Table 4 c).

As for the annual net ecosystem exchange, results of the C balance contrasts with most European studies, which have found that grazed grasslands on mineral soils were generally net C sinks (Zeeman et al., 2010; Soussana et al., 2010; Byrne et al., 2007; Soussana et al., 2007; Jaksic et al., 2006). This behavior could be explained by F_{CO_2} values, the general management practices (fertilization) and the climate adapted management practices (complementary feedings). These last two factors played a key role in the C balance of this grassland. Unlike the findings reported by Schulze et al. (2009), the C fluxes linked to management practices reduced the importance of the CO_2 source at our site. This especially appeared on Year 1, in which important C quantities were imported through complementary feed in order to support heifer growth during the summer drought in 2010 and through organic fertilization at the start of the growing season in 2011. The C flux exported through harvest had no significant influence on the annual NBP in Year 1 (Table 4 c). We showed, however, that the export of biomass also affected F_{CO_2} by reducing the amount of assimilating plant materials (Figure 5), such that harvest ultimately may have a significant impact on the NBP and reduced the annual net C uptake potential.

Results for SOC stock change rates obtained in other studies conducted in Wallonia showed that for the last 40-50 years C was sequestered in grassland soils at a rate ranging from $2 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ to $50 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (Meersmans et al., 2011; 1960-2006; Lettens et al., 2005a; 1960-2000; Goidts and van Wesemael, 2007; 1955-2005). At the opposite, due to intensification of management practices, C was lost at a rate of $50 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ over the last 10 years (Lettens et al., 2005a; Lettens et al., 2005b; 1990-2000). Although management practices were a key control of the C balance of this grassland, our results showed that they were well conducted so that no C was lost on average.

The grazing impact on CO_2 fluxes was not easy to discern and quantify on both seasonal and annual scales because it was blurred by environmental responses and varied with stocking rate and grazing period length. The contribution of grazing to the C budget was therefore investigated by studying the animal C budget (Figure 1, Table 4 d). When grazing, cattle ingested around 90 % of the ANPP on average. Of total ingested C ($C_{\text{grazing}} + F_{\text{import}}$), around 76 % were lost as CO_2 ($F_{CO_2, \text{livestock}}$) and 20 %

were excreted on the field ($C_{\text{excretions}}$). The losses due to methane emissions were only 3 % of total ingested C and the C exported as meat was around 1 %.

This system maximized herbage production as the most productive husbandry system. The CO_2 lost through cattle respiration represented barely 10 % of the TER, on average, assuming an ideal case where the grazing animals are spread evenly over the field at all times so that their respiration signal becomes part of the eddy covariance measurements, although such a distribution pattern should not be expected (Zeeman et al., 2010). In view of this value, it seems logical that we did not see any significant impact of livestock CO_2 emissions on the TER daily fluxes. The C flux returned to the soil through excretions was, on average, about 20 % of the ingested C. In productive husbandry systems, the main factor modifying C flux returned to the soil by excreta is grazing intensity (Soussana et al., 2007). At this grassland, it was also influenced by the complementary feed.

Results of NBP and its components showed the importance of quantifying and studying all non CO_2 -C fluxes when establishing the C budget for intensively grazed grassland, given their importance and variability (Mudge et al., 2011; Zeeman et al., 2010). Moreover, as this study highlights that C fluxes linked to management were a key control of the C balance, we recommend that attention should be placed on measuring those fluxes. It is therefore all the more important because C fluxes linked to management practices are representative of a livestock production system in particular and are moreover generally site specific as they depended of the management by the farmer.

4 Conclusion

This study was the first in Belgium to establish and analyze the total C budget of grassland grazed by Belgian Blue by combining data from CO₂ eddy covariance measurements with other C fluxes. The results showed that the system behaved, on average, as a weak CO₂ source. There were many causes of variability in CO₂ fluxes (weather conditions, fertilization type and rate, harvest, grazing), but we concluded that fertilization type, through its significant influence on the total ecosystem respiration, was probably the main factor explaining the contrasting annual net ecosystem exchange. It is also not excluded that the low carbon sequestration or even its emission by the ecosystem also results from abnormally low precipitation underwent during the three years of measurement. The total C balance was also strongly influenced by management practices, as well as weather conditions that dictated management practices, so that on average the site was C neutral.

5 Acknowledgments

This research was funded by the Service public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement, Département du Développement, Direction de la Recherche, Belgium. *Project no. D31-1235*, January 2010 to December 2011. *Project no. D31-1278*, January 2012 to December 2013.

6 References

Aires L.M., Pio C.A., Pereire J.S. (2008). Carbon dioxide exchange above a Mediterranean C3/C4 grassland during two climatologically contrasting years. *Global Change Biology*. **14**, 539-555.

Allard V., Soussana J.F., Falcimagne R., Berbigier P., Bonnefond J.M., Ceschia E., D'hour P., Hénault C., Laville P., Martin C., Pinarès-Patino C. (2007). The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **121**, 47-58.

Ammann C., Flechard C.R., Leifeld J., Neftel A., Fuhrer J. (2007). The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **121**, 5-20.

Aubinet M., Grelle A., Ibrom A., Rannik Ü., Moncrieff J., Foken T., Kowalski A.S., Martin P.H., Berbigier P., Bernhofer C., Clement R., Elbers J., Granier A., Grünwald T., Morgenstern K., Pilegaard K., Rebmann C., Snijders W., Valentini R., Vesala T. (2000). Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: The EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research*. **30**, 113-175.

Aubinet M., Chermanne B., Vandenhaute M., Longdoz B., Yernaux M., Laitat E. (2001). Long term carbon dioxide exchange above a mixed forest in the Belgian Ardennes. *Agricultural and Forest Meteorology*. **108**(4), 293-315.

Aubinet M., Vesala T., Papale D. (2012a). *Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis*. Springer Verlag. 438 p.

Aubinet M., Feigenwinter C., Heinesch B., Laffineur Q., Papale D., Reichstein M., Rinne J., Van Gorsel E. (2012b). Nighttime Flux correction. *Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis*. Springer Verlag. 438 p. 133-158.

- Bahn M., Rodeghiero M., Anderson-Dunn M., Dore S., Gimeno C., Drösler M., Williams M., Ammann C., Berninger F., Flechard C., Jones S., Balzarolo M., Kumar S., Newesely C., Priwitzer T., Raschi A., Siegwolf R., Susiluoto S., Tenhunen J., Wohlfahrt G., Cernusca A. (2008). Soil respiration in European grasslands in relation to climate and assimilate supply. *Ecosystems*. **11**, 1352-67.
- Byrne K.A., Kiely G., Leahy P. (2007). Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **121**, 357-364.
- Ciais P., Reichstein M., Viovy N., Granier A., Ogée J., Allard V., Aubinet M., Buchmann N., Bernhofer Chr., Carrara A., Chevallier F., De Noblet N., Friend A.D., Friedlingstein P., Grünwald T., Heinesch B., Keronen P., Knohl A., Krinner G., Loustau D., Manca G., Matteucci G., Miglietta F., Ourcival J.M., Papale D., Pilegaard K., Rambal S., Seufert G., Soussana J.F., Sanz M.J., Schulze E.D., Vesala T., Valentini R. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*. **437**, 529-533.
- Conant R.T., Paustian K., Elliott E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*. **11**(2), 343-355.
- Decruyenaere V., Lecomte P., Demarquilly C., Aufrere J., Dardenne P., Stilmant D., Buldgen A. (2009). Evaluation of green forage intake and digestibility in ruminants using near infrared reflectance spectroscopy (NIRS): Developing a global calibration. *Animal Feed Science and Technology*. **148**, 138-156.
- Dumas J.B.A. (1831). Procédés de l'analyse organique. *Annales de chimie et de physique*. (Paris) (2) 47: 198-213.
- Eugster W., Senn W. (1995). A cospectral correction model for measurement of turbulent NO₂ flux. *Boundary Layer Meteorology*. **74**, 321-340.
- Eurostat (2013). European Commission Agriculture, forestry and fisheries statistics – 2013. Edition Luxembourg: Publications Office of the European Union 2013 - 249 pp.

Falge E., Baldocchi D., Olson R., Anthoni P., Aubinet M., Bernhofer C., Burba G., Ceulemans R., Clement R., Dolman H., Granier A., Gross P., Grunwald T., Hollinger D., Jensen N.O., Katul G., Keronen P., Kowalski A., Ta Lai C., Law B.E., Meyers T., Moncrieff J., Moors E., Munger J.W., Pilegaard K., Rannik U., Rebmann C., Suyker A.E., Tenhunen J., Tu K., Verma S., Vesala T., Wilson K., Wofsy S. (2001). Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology*. **107**, 43-69.

Flanagan L.B., Wever L.A., Carlson P.J. (2002). Seasonal and interannual variation in carbon dioxide exchange and carbon balance in a northern temperate grassland. *Global Change Biology*. **8**, 599-615.

Foken T., Wichura B. (1996). Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*. **78**, 83-105.

Foken T., Aubinet M., Leuning R. (2012a). The Eddy Covariance Method. Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis. Springer Verlag. 438 p. 1-20.

Foken T., Leuning R., Oncley S.R., Mauder M., Aubinet M., (2012b). Corrections and Data Quality Control. Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis. Springer Verlag. 438 p. 85-132.

Frank A.B. (2004). Six years of CO₂ flux measurements for a moderately grazed mixed-grass prairie. *Environmental Management*. **33**, S426 - S431.

Gilmanov T.G., Svejcar T.J., Johnson D.A., Angell R.F., Saliendra N.Z., Wylie B.K. (2006). Long-term dynamics of production, respiration, and net CO₂ exchange in two sagebrush-steppe ecosystems. *Rangeland Ecology & Management*. **59**, 585-99.

Gilmanov T.G., Aires L., Barcza Z., Baron V.S., Belelli L., Beringer J., Billesbach D., Bonal D., Bradford J., Ceschia E., Cook D., Corradi C., Frank A., Gianelle D., Gimeno C., Grunwald T., Guo H.Q., Hanan N., Haszpra L., Heilman J., Jacobs A., Jones M.B., Johnson D.A., Kiely G., Li S.G., Magliulo V., Moors E., Nagy Z., Nasyrov M., Owensby C., Pinter K., Pio C., Reichstein M., Sanz M.J., Scott R., Soussana J.F., Stoy P.C., Svejcar T., Tuba Z., Zhou G.S. (2010). Productivity,

respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland Ecology & Management*. **63**, 16-39.

Goidts E., van Wesemael B. (2007). Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005). *Geoderma*. **141**, 341-354.

Goulden M.L., Munger J.W., Fan S.M., Daube B.C., Wofsy S.C. (1996). Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. *Global Change Biology*. **2**(3), 169-182.

Harper C.W., Blair J.M., Fay P.A., Knapp A.K., Carlisle J.D. (2005). Increased rainfall variability and reduced rainfall amount decreases soil CO₂ flux in a grassland ecosystem. *Global Change Biology*. **11**, 322-334.

Heimann M., Reichstein M. (2008). Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature*. **451**, 289-292.

Hollinger, D.Y., Richardson, A.D. (2005). Uncertainty in eddy covariance measurements and its application to physiological models. *Tree Physiology*. **25**, 873-885.

Hunt J.E., Kelliher F.M., McSeveny T.M., Ross D.J., Whitehead D. (2004). Long-term carbon exchange in a sparse, seasonally dry tussock grassland. *Global Change Biology*. **10**, 1785-1800.

Hussain M.Z., Grünwald T., Tenhunen J.D. (2011). Summer drought influence on CO₂ and water fluxes of extensively managed grassland in Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **141**, 67-76.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007) *Climate Change 2007; The Scientific Basis* (Contribution of Working Group I to the third assessment report of the IPCC). Cambridge University Press, Cambridge.

IRM (2011). *Le climat*. Publications de l'Institut Royal Météorologique (IRM), Belgique.

- Jaksic V., Kiely G., Albertson J., Ram O., Katul G., Leahy P., Byrne K.A. (2006). Net ecosystem exchange of grassland in contrasting wet and dry years. *Agricultural and Forest Meteorology*. **139**(3-4), 323-334.
- Jassal R.S., Black T.A., Cai T., Morgenstern K., Li Z., Gaumont-Guay D., Nesic Z. (2007). Components of ecosystem respiration and estimate of net primary productivity of an intermediate-aged Douglas-fir stand. *Agricultural and Forest Meteorology*. **144**, 44-57.
- Jérôme E., Beckers Y., Bodson B., Heinesch B., Moureaux C., Aubinet M. (2013). Impact of grazing on carbon dioxide exchanges in an intensively managed Belgian grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **194**, 7-16.
- Jones M.B., Donnelly A. (2004). Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist*. **164**, 423-39.
- Jongen M., Pereira J.S., Aires L.M., Pio C.A. (2011). The effects of drought and timing of precipitation on the inter-annual variation in ecosystem-atmosphere exchange in a Mediterranean grassland. *Agricultural and Forest Meteorology*. **151**, 595-606.
- Jungbluth T., Hartung E., Brose G. (2001). Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. **60**(1-3), 133-145.
- Klumpp K., Tallec T., Guix N., Soussana J.F. (2011). Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology*. **17**, 3534-3545.
- Lal R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. **304**, 1623-1627.
- Lassey K.R. (2007). Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*. **142**(2-4), 120-132.

Lettens S., van Orshoven J., van Wesemael B., Muys B., Perrin D. (2005a). Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*. **11**, 2128-2140.

Lettens S., Van Orshoven J., van Wesemael B., De Vos B., Muys B. (2005b). Stocks and fluxes of soils organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. *Geoderma*. **127**, 11-23.

Lloyd J., Taylor J.A. (1994). On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*. **8**, 315-323.

Ma S., Baldocchi D.D., Xu L., Hehn T. (2007). Inter-annual variability in carbon dioxide exchange of an oak/grass savanna and open grassland in California. *Agricultural and Forest Meteorology*. **147**, 157-71.

Macon B., Sollenberger L.E., Moore J.E. Staples C.R., Fike J.H., Portier K.M. (2003). Comparison of three techniques for estimating the forage intake of lactating dairy cows on pasture. *Journal of Animal Science*. **81**, 2357-2366.

Mathot M., Decruyenaere V., Stilmant D., Lambert R. (2012). Effect of cattle diet and manure storage conditions on carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions from tie-stall barns and stored solid manure. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **148**, 134-144.

Meersmans J., van Wesemael B., De Ridder F., Fallas Dotti M., De Baets S., van Molle M. (2009). Changes in organic carbon distribution with depth in agricultural soils in northern Belgium, 1960-2006. *Global Change Biology*. **15**, 2739-2750.

Meersmans J., van Wesemael B., Goidts E., van Molle M., De Baets S., De Ridder F. (2011). Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960-2006. *Global Change Biology*. **17**, 466-479.

Mudge P.L., Wallace D.F., Rutledge S., Campbell D.I., Schipper L.A., Hosking C.L. (2011). Carbon balance of an intensively grazed temperate pasture in two climatically contrasting years. *Agricultural and Forest Meteorology*. **144**, 271-280.

Nagy Z., Pinter K., Czobel S., Balogh J., Horvath L., Foti S., Barcza Z., Weidinger T., Csintalan Z., Dinh N.Q., Grosz B., Tuba Z. (2007). The carbon budget of semi-arid grassland in a wet and a dry year in Hungary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **121**, 21-29.

Novick K.A., Stoy P.C., Katul G.G., Ellsworth D.S., Siqueira M.B.S., Juang J., Oren R. (2004) Carbon dioxide and water vapour exchange in a warm temperate grassland. *Oecologia*. **138**, 259-274.

Peichl M., Leahy P., Kiely G. (2011). Six-year Stable Annual Uptake of Carbon Dioxide in Intensively Managed Humid Temperate Grassland. *Ecosystems*. **14**, 112-126.

Peichl M., Carton O., Kiely G. (2012). Management and climate effects on carbon dioxide and energy exchanges in a maritime grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **158**, 132-146.

Rebmann C., Kolle O., Heinesch B., Queck R., Ibrom A., Aubinet M. (2012). Data Acquisition and Flux Calculations. *Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis*. Springer Verlag. 438 p. 59-84.

Reichstein M., Falge E., Baldocchi D., Papale D., Aubinet M., Berbigier P., Bernhofer C., Buchmann N., Gilmanov T., Granier A., Grunwald T., Havrankova K., Ilvesniemi H., Janous D., Knohl A., Laurila T., Lohila A., Loustau D., Matteucci G., Meyers T., Miglietta F., Ourcival J.M., Pumpanen J., Rambal S., Rotenberg E., Sanz M., Tenhunen J., Seufert G., Vaccari F., Vesala T., Yakir D., Valentini R. (2005). On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology*. **11**, 1424-1439.

Richardson A.D., Hollinger D.Y. (2005). Statistical modeling of ecosystem respiration using eddy covariance data: maximum likelihood parameter estimation, and Monte Carlo simulation of model and parameter uncertainty, applied to three simple models. *Agricultural and Forest Meteorology*. **131**, 191-208.

Richardson A.D., Hollinger D.Y., Burba G.G., Davis K.J., Flanagan L.B., Katul G.G., Munger J.W., Ricciuto D.M., Stoy P.C., Suyker A.E., Verma S.B., Wofsy S.C. (2006). A multi-site analysis of uncertainty in tower-based measurements of carbon and energy fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*. **136**, 1-18.

Ryals R., Silver W. L. (2013). Effects of organic amendments on net primary productivity and greenhouse gas emissions in annual grasslands. *Ecological Applications*. **23**, 46-59.

Schmitt M., Bahn M., Wohlfahrt G., Tappeiner U., Cernusca. A. (2010). Land use affects the net ecosystem CO₂ exchange and its components in mountain grasslands. *Biogeosciences*. **7**, 2297-309.

Schulze E.D., Luyssaert S., Ciais P., Freibauer A., Janssens I.A. (2009). Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geosciences* **3**(1), 65-65.

Shimizu M., Marutani S., Desyatkin A. R., Jin T., Hata H., Hatano R. (2009). The effect of manure application on carbon dynamics and budgets in a managed grassland of Southern Hokkaido, Japan. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **130**, 31-40.

Soussana J.F., Allard V., Pilegaard K., Ambus P., Amman C., Campbell C., Ceschia E., Clifton-Brown J., Czobel S., Domingues R., Flechard C., Fuhrer J., Hensen A., Horvath L., Jones M., Kasper G., Martin C., Nagy Z., Neftel A., Raschi A., Baronti S., Rees R.M., Skiba U., Stefani P., Manca G., Sutton M., Tuba Z., Valentini R. (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **121**, 121-134.

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.

Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C. (2006). *Livestock's long shadows: environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, p. 298.

Suyker A.E., Verma S.B., Burba G.G. (2003). Year-round observations of the net ecosystem exchange of carbon dioxide in a native tallgrass prairie. *Global Change Biology*. **7**, 279-289.

Teuling A.J., Seneviratne S.I., Stöckli R. (2010). Contrasting response of European forest and grassland energy exchange to heatwaves. *Nature Geoscience*. **3**, 722-727.

Theau J.P., Zerourou A. (2008). Herbage, une méthode de calcul des sommes de températures pour la gestion des prairies. In Symposium International Vista-WP5, Outils pour la gestion des prairies naturelles, Toulouse, 6-7-8/7/2005, 91-102.

Wohlfahrt G., Hammerle A., Haslwanter A., Bahn M., Tappeiner U., Cernusca A. (2008). Seasonal and inter-annual variability of the net ecosystem CO₂ exchange of a temperate mountain grassland: effects of weather and management. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 113.

Zeeman M.J., Hiller R., Gilgen A.K., Michna P., Pluss P., Buchmann N., Eugster W. (2010). Management and climate impacts on net CO₂ fluxes and carbon budgets of three grasslands along an elevational gradient in Switzerland. *Agricultural and Forest Meteorology*. **150**, 519-530.

7 Tables

Table 1: List of management activities at the Dorinne Terrestrial Observatory.

Before the start of the experiment		
10-Mar-10	fertilization: compost (t FM ha ⁻¹)	11.0
25-Mar-10	fertilization: 10/8/4 + selenstar® (Se) (t ha ⁻¹)	0.6
Year 1 (12 May 2010 - 12 May 2011)		
3-Jun - 6-Jun-10	cut-harvest (t DM ha ⁻¹)	2.7
10-Jun-10	fertilization: 24/0/0 + selenstar® (Se) (t ha ⁻¹)	0.2
20-Jun - 11-Jul-10	complements: corn silage/mixture (t FM ha ⁻¹)	0.9
Jul-10	scattering of livestock droppings	
31-Jul - 21-Aug-10	complements: mixture (t FM ha ⁻¹)	1.1
5-Aug-10	heifers weighing (kg animal ⁻¹)	436 ± 13
7-Sep - 22-Nov-10	complements: mixture (t FM ha ⁻¹)	3.5
Sep-10	scattering of livestock droppings	
26-Jan-11	heifers weighing (kg animal ⁻¹)	549 ± 20
20-Feb-11	fertilization: compost (t FM ha ⁻¹)	12.0
9-Mar-11	fertilization: 18/5/5 + Mg (t ha ⁻¹)	0.4
22-Mar-11	liming: magnesian lime (t ha ⁻¹)	1.5
9-Apr - 23-Apr-11	complements: mixture (t FM ha ⁻¹)	0.4
Year 2 (13 May 2011 - 12 May 2012)		
13-May-11	fertilization: 10/8/4 + selenstar® (Se) (t ha ⁻¹)	0.3
3-Nov - 2-Dec-11	complements: hay (t FM ha ⁻¹)	0.3
19-Mar-12	fertilization: 10/8/4 + selenstar® (Se) (t ha ⁻¹)	0.4
24-Mar - 2-Apr-12	complements: mixture (t FM ha ⁻¹)	0.3
Year 3 (13 May 2012 - 12 May 2013)		
30-May-12	fertilization: n27 (t ha ⁻¹)	0.2
13-Jul-12	fertilization: n27 (t ha ⁻¹)	0.2
31-Oct-12 - 14-Nov-12	complements: hay (t FM ha ⁻¹)	0.1
3-Apr-13	fertilization: 10/8/4 (t ha ⁻¹)	0.4
3-Apr-13	scattering of livestock droppings	

Table 2: Grazing management over the 3 years of the study (12 May 2010 - 12 May 2013).

Grazing management	Duration (days)	Average stocking rate (LUha⁻¹)
12-May-10 - 2-Jun-10	22	-
7-Jun-10 - 11-Jun-10	6	-
12-Jun-10 - 11-Jul-10	29	3.4
12-Jul-10 - 30-Jul-10	20	-
31-Jul-10 - 22-Aug-10	22	4.2
23-Aug-10 - 6-Sep-10	16	-
7-Sep-10 - 23-Nov-10	77	3.3
9-Mar-11 - 1-Apr-11	24	-
2-Apr-11 - 9-May-11	37	4.5
10-May-11 - 7-Jun-11	30	-
8-Jun-11 - 29-Jun-11	21	7.0
30-Jun-11 - 26-Jul-11	28	-
27-Jul-11 - 24-Aug-11	28	7.1
25-Aug-11 - 12-Sep-11	20	-
13-Sep-11 - 26-Sep-11	13	7.1
27-Sep-11 - 17-Oct-11	22	-
18-Oct-11 - 31-Oct-11	13	5.9
1-Nov-11 - 2-Nov-11	3	-
3-Nov-11 - 2-Dec-11	29	2.2
9-Mar-12 - 23-Mar-12	15	-
24-Mar-12 - 28-May-12	65	3.8
29-May-12 - 25-Jun-12	27	4.6
26-Jun-12 - 1-Jul-12	7	-
4-Jul-12 - 9-Jul-12	5	11.9
12-Jul-12 - 17-Jul-12	7	-
20-Jul-12 - 22-Jul-12	4	-
23-Jul-12 - 8-Aug-12	16	9.7
9-Aug-12 - 21-Aug-12	14	-
22-Aug-12 - 27-Aug-12	5	9.7
30-Aug-12 - 11-Sep-12	14	-
12-Sep-12 - 11-Oct-12	29	6.6
12-Oct-12 - 30-Oct-12	20	-
31-Oct-12 - 14-Nov-12	14	4.3
16-Apr-13 - 25-Apr-13	10	-
26-Apr-13 - 12-May-13	16	6.2

Table 3: Dry matter fraction (% DM) and dry matter C content (% C) used to calculate the net biome productivity (NBP) components linked to management practices.

NBP components	Sample taken <i>in situ</i>	% DM	Origin	C _{content}	Origin
F _{manure}	Compost	21	Drying: 60 °C in a forced-air oven until constant weight was achieved	36	Grinding: Cyclotec - 1 mm screen Laboratory: Forest Ecology and Ecophysiology Unit, Institut National de la Recherche Agronomique - INRA) (UMR 1137 INRA-UHP).
F _{import}	Corn silage	44	Data provided by the farmer	40	Method: Dumas, 1831. Analyzer: Elemental analyzer (NCS2500, CE instrument Thermo Quest, Italy).
	Straw + ProtiWanze®	45		42	
	Hay	85		42	
F _{harvest}	Grass	-	Difference in grass height before and after harvest converted in herbage mass dry matter using equations 2a and 2b.	42	

Table 4: Annual and 3-year average of (a) total days of grazing and average stocking rate (SR) during grazing periods (b) air temperature (T_A), soil temperature at a depth of 2 cm (T_S), photosynthetic photon flux density (PPFD), vapor pressure deficit (VPD), soil water content (SWC) at a depth of 5 cm and total annual and 3-year average of precipitation (PPT) (c) the net biome productivity (NBP) components, for the 3 years of measurements made at the Dorinne Terrestrial Observatory (Year 1: 12 May 2010 – 12 May 2011; Year 2: 13 May 2011 – 12 May 2012; Year 3: 13 May 2012 – 12 May 2013).

(a) Environmental variables	Year 1	Year 2	Year 3	3-year mean
T_A (°C)	9.47	9.55	8.79	9.27
T_S (°C)	10.03	10.44	9.33	9.93
PPFD ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	250	229	234	240
VPD (kPa)	2.34	1.90	1.87	2.12
SWC ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)	0.39	0.37	0.43	0.38
PPT (mm)	521	622	613	585
(b) Management				
Total of grazing days	165	153	132	150
Average SR (livestock unit ha^{-1})	3.7	4.9	7.0	5.2
(c) NBP components ($\text{g C m}^{-2} \text{y}^{-1}$)				
TER	2458 ± 13	2568 ± 13	2097 ± 14	2374 ± 8
GPP	2300 ± 57	2530 ± 33	2164 ± 40	2331 ± 26
F_{CO_2}	158 ± 55	38 ± 30	-67 ± 38	43 ± 24
$F_{\text{CH}_4\text{-C}}$	12 ± 1	12 ± 0	8 ± 0	10 ± 0
F_{manure}	-111 ± 18	0 ± 0	0 ± 0	-37 ± 6
F_{import}	-110 ± 9	-17 ± 1	-5 ± 0	-44 ± 3
F_{harvest}	38 ± 4	0 ± 0	0 ± 0	13 ± 1
F_{product}	0 ± 0	1 ± 0	4 ± 0	2 ± 0
F_{leach}	7 ± 7	7 ± 7	7 ± 7	7 ± 7
NBP	-7 ± 59	40 ± 31	-53 ± 38	-7 ± 26
(d) Others C fluxes ($\text{g C m}^{-2} \text{y}^{-1}$)				
ANPP	268 ± 9	322 ± 11	246 ± 10	279 ± 6
C_{grazing}	-238 ± 14	-317 ± 13	-213 ± 13	-256 ± 8
C_{intake}	-348 ± 16	-334 ± 13	-217 ± 13	-300 ± 8
$F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$	254 ± 13	259 ± 11	168 ± 15	227 ± 7
$C_{\text{excretions}}$	72 ± 4	63 ± 3	43 ± 3	59 ± 2

8 Figures

Figure 1: Carbon (C) cycle of the grazing animal. Solid arrows represent C components of the net biome productivity (see Equation 1). Dashed arrows represent internal C fluxes.

Figure 2: Monthly means of a) air temperature (T_A), b) soil temperature at a depth of 2 cm (T_S), c) photosynthetic photon flux density (PPFD), d) soil water content (SWC) at depth of 5 cm, e) vapor pressure deficit (VPD), and f) monthly precipitation totals (PPT) from May 2010 to April 2011 (white bars), May 2011 to April 2012 (light grey bars) and May 2012 to April 2013 (dark grey bars). Circles connected by a dotted line indicate the 3-year averages of monthly total precipitation. Circles connected by an unbroken line represent the last 30-year local normal precipitation averages for the Institut Royal Météorologique's Ciney station, 15 km south-east of the site.

Figure 3: Monthly totals of the a) net ecosystem exchange (F_{CO_2}), b) total ecosystem respiration (TER) and c) gross primary productivity (GPP) from May 2010 to April 2011 (white bars), May 2011 to April 2012 (light grey bars) and May 2012 to April 2013 (dark grey bars). Circles connected by a dotted line indicate the 3-year average for each month.

Figure 4: Correlation between a) monthly totals of total ecosystem respiration (TER) and absolute gross primary productivity (GPP) and b) monthly anomalies in TER and GPP.

Figure 5: Correlation between monthly anomalies of net ecosystem exchange (F_{CO_2}) and a) total ecosystem respiration (TER) and b) absolute gross primary productivity (GPP).

Figure 6: Correlation between monthly anomalies of total ecosystem respiration (TER), gross primary productivity (GPP) and net ecosystem exchange (F_{CO_2}) with monthly anomalies in mean soil temperature at 2 cm depth (T_S), photosynthetic photon flux density (PPFD) and soil water content at 5 cm depth (SWC).

Figure 7: Correlation between monthly anomalies of total ecosystem respiration (TER) with monthly anomalies in mean soil temperature at 2 cm depth (T_S).

Figure 8: Five-day window averages of the daily net ecosystem exchange (F_{CO_2}), the total ecosystem respiration (TER), the gross primary productivity (GPP) and the soil temperature at 2 cm depth (T_S) for different periods of interest. The light grey zone corresponds to the harvest period and the dark grey zone to the grazing period. Vertical black lines show the start of the second and third year of measurements on 13 May in 2011 and 2012, respectively.

Figure 9: Correlation between a) anomalies in annual total ecosystem respiration (TER) and gross primary productivity (GPP), b) anomalies in annual above-ground net primary productivity (ANPP) and GPP and c) anomalies in TER, GPP and ANPP.

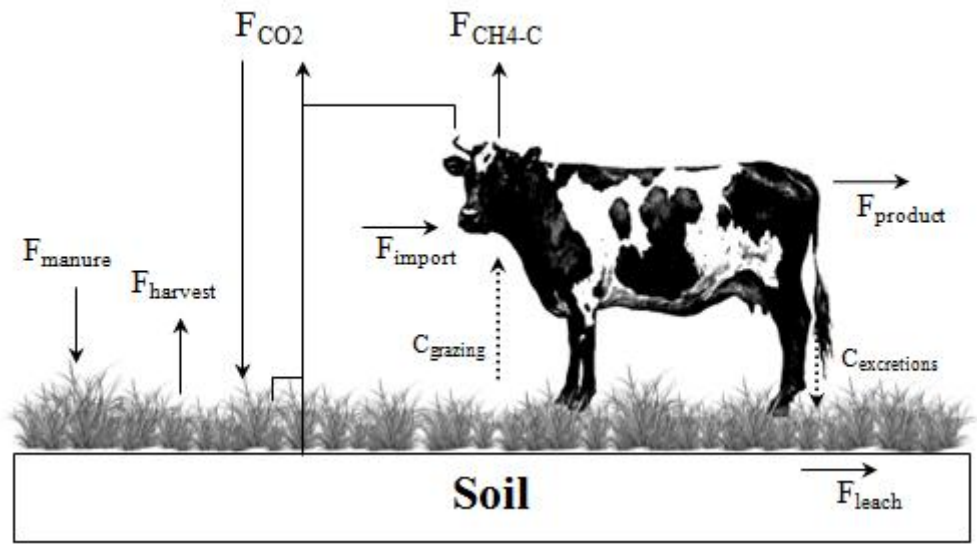


Figure 1

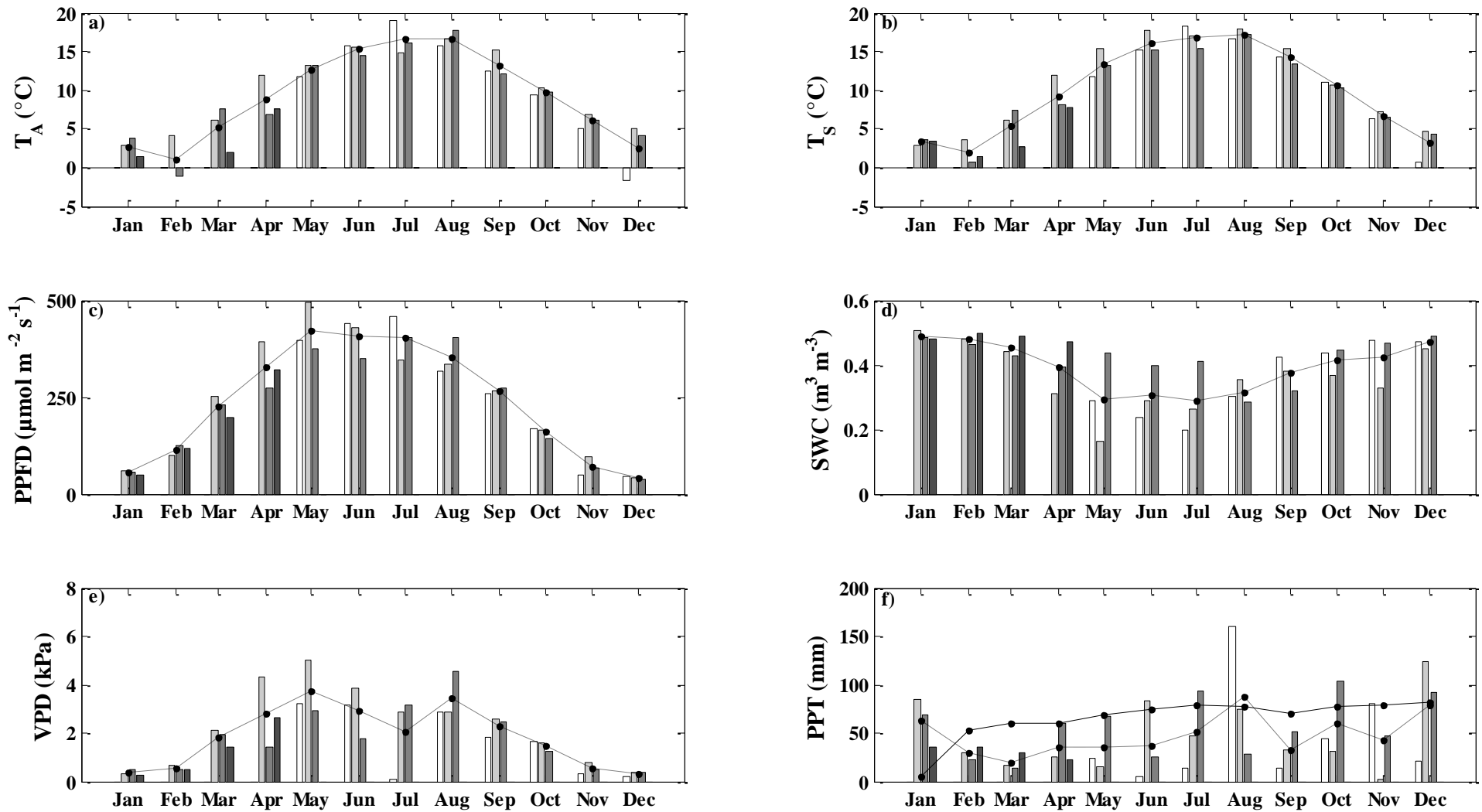


Figure 2

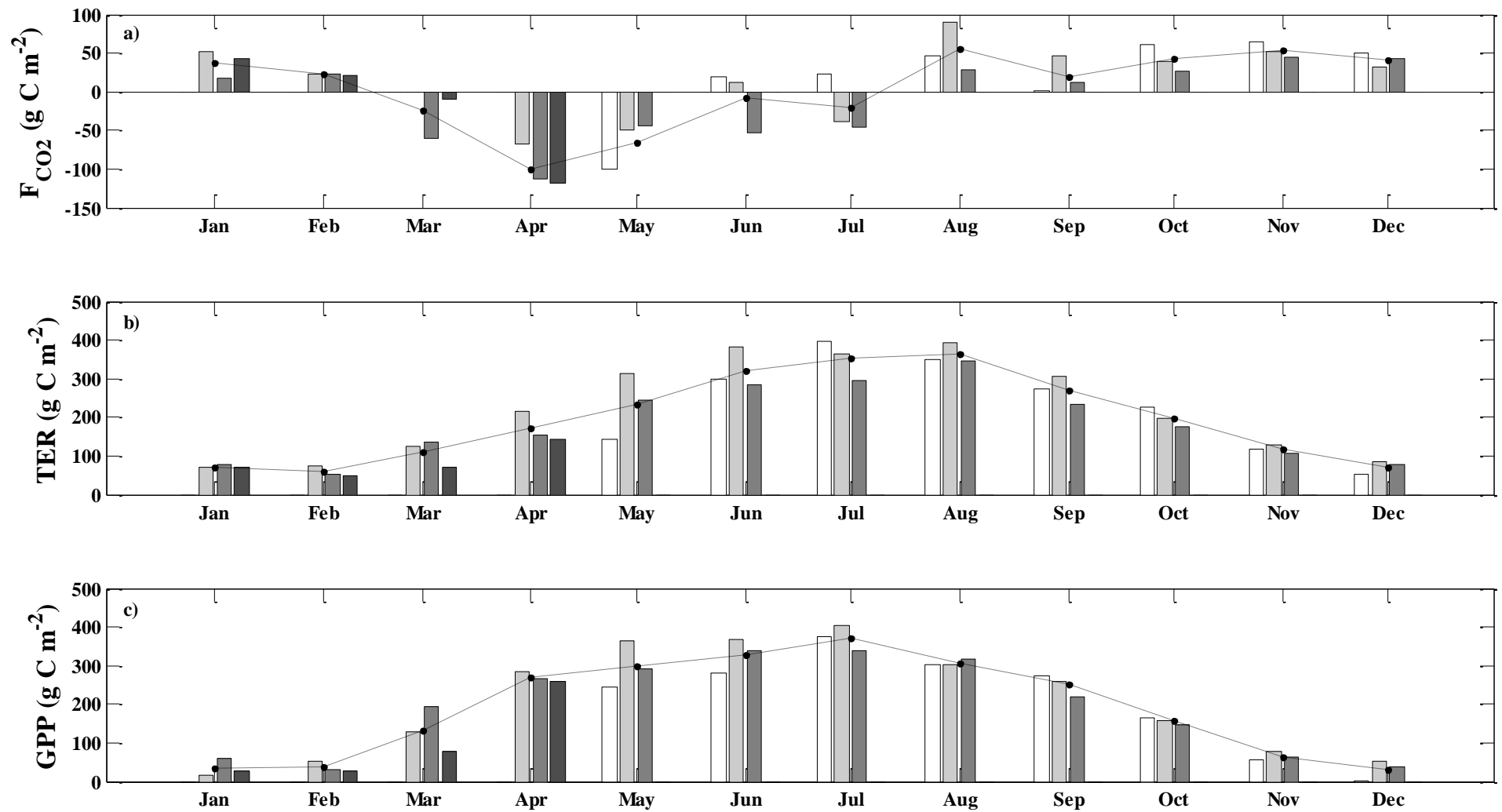
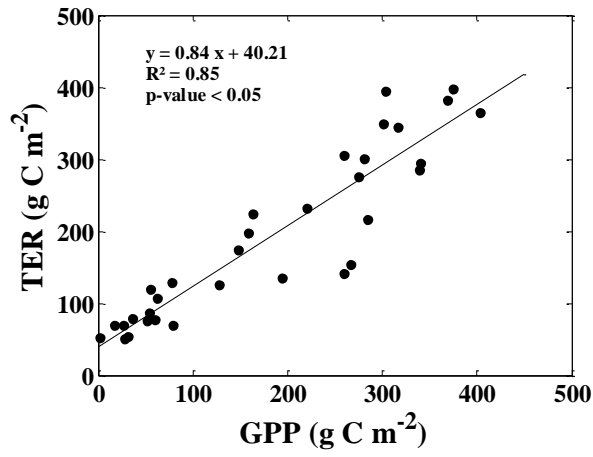


Figure 3

a)



b)

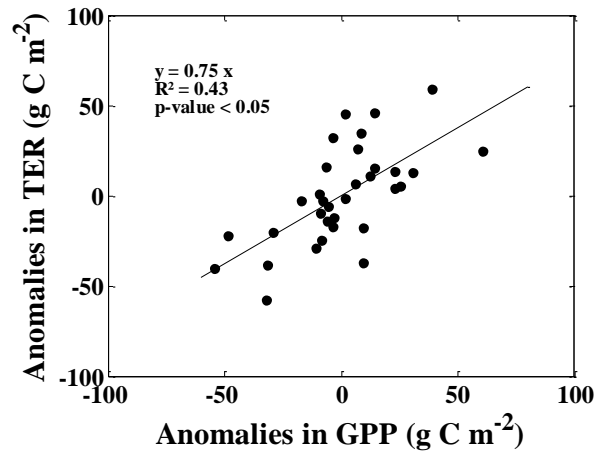
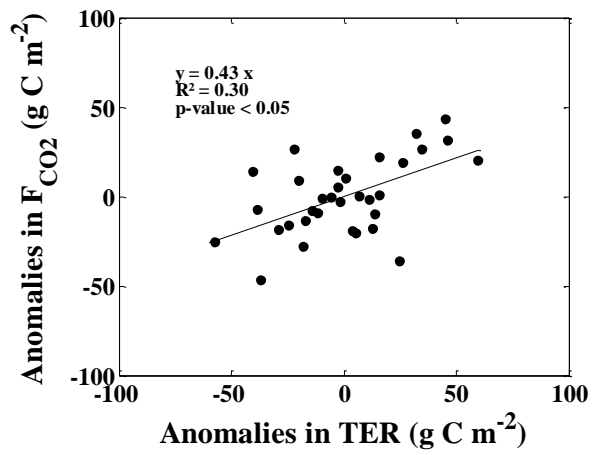


Figure 4

a)



b)

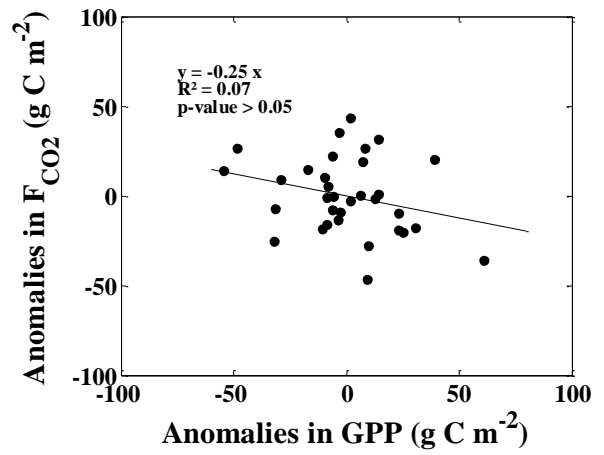


Figure 5

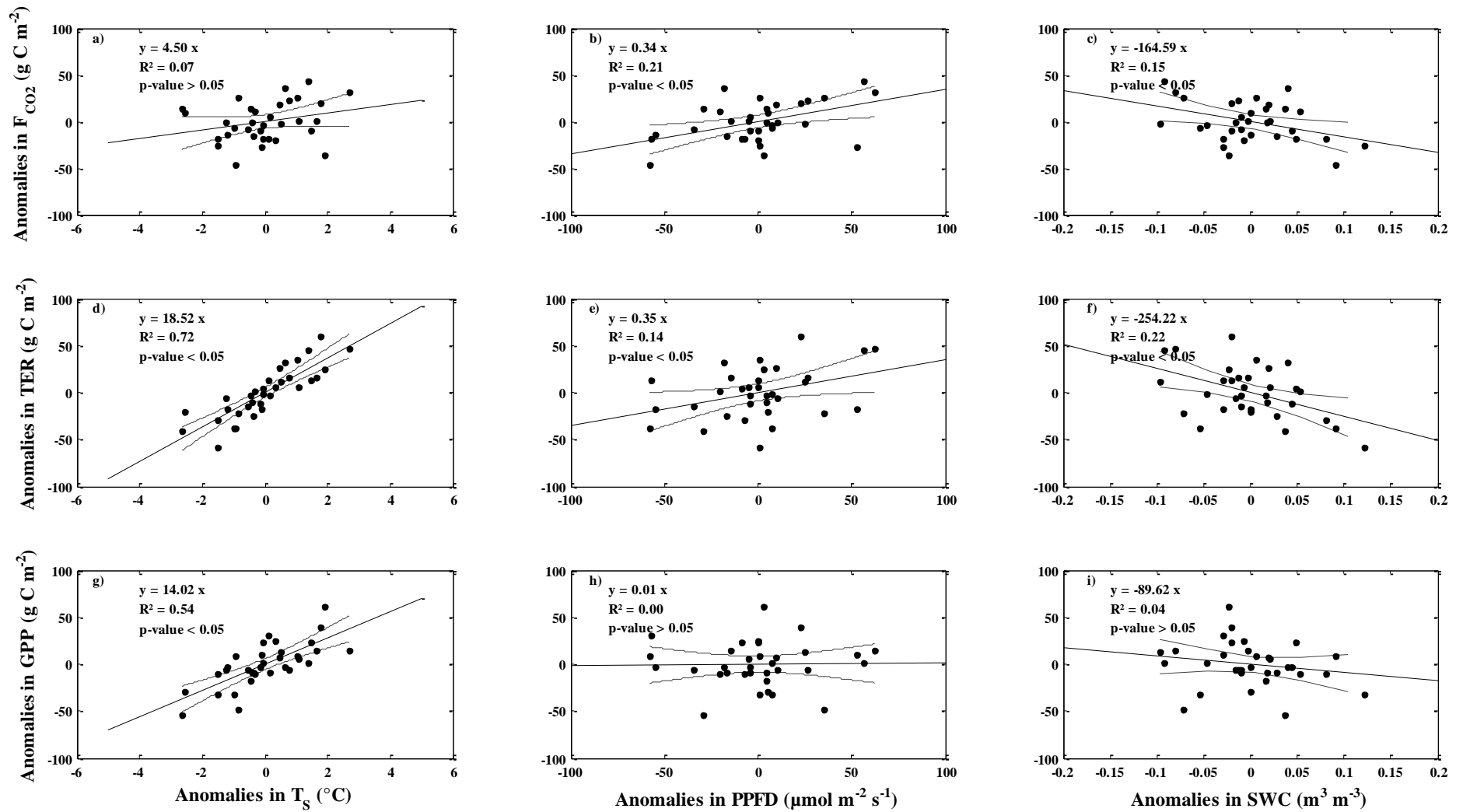
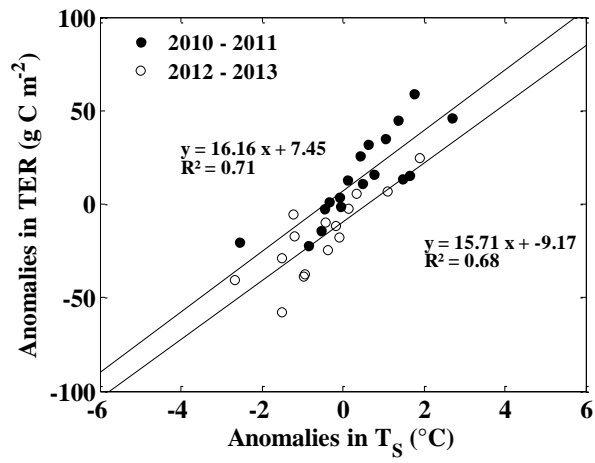


Figure 6

a)



b)

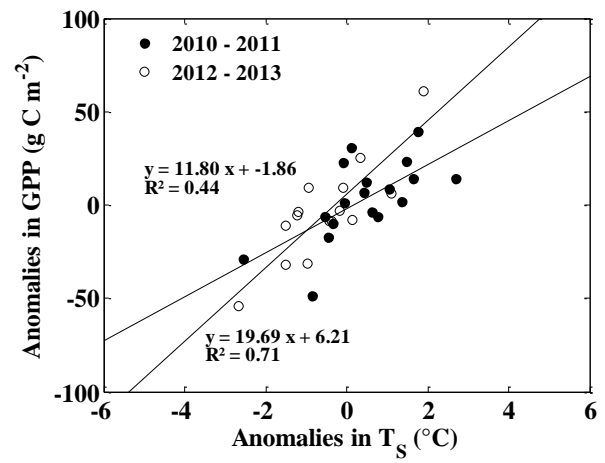


Figure 7

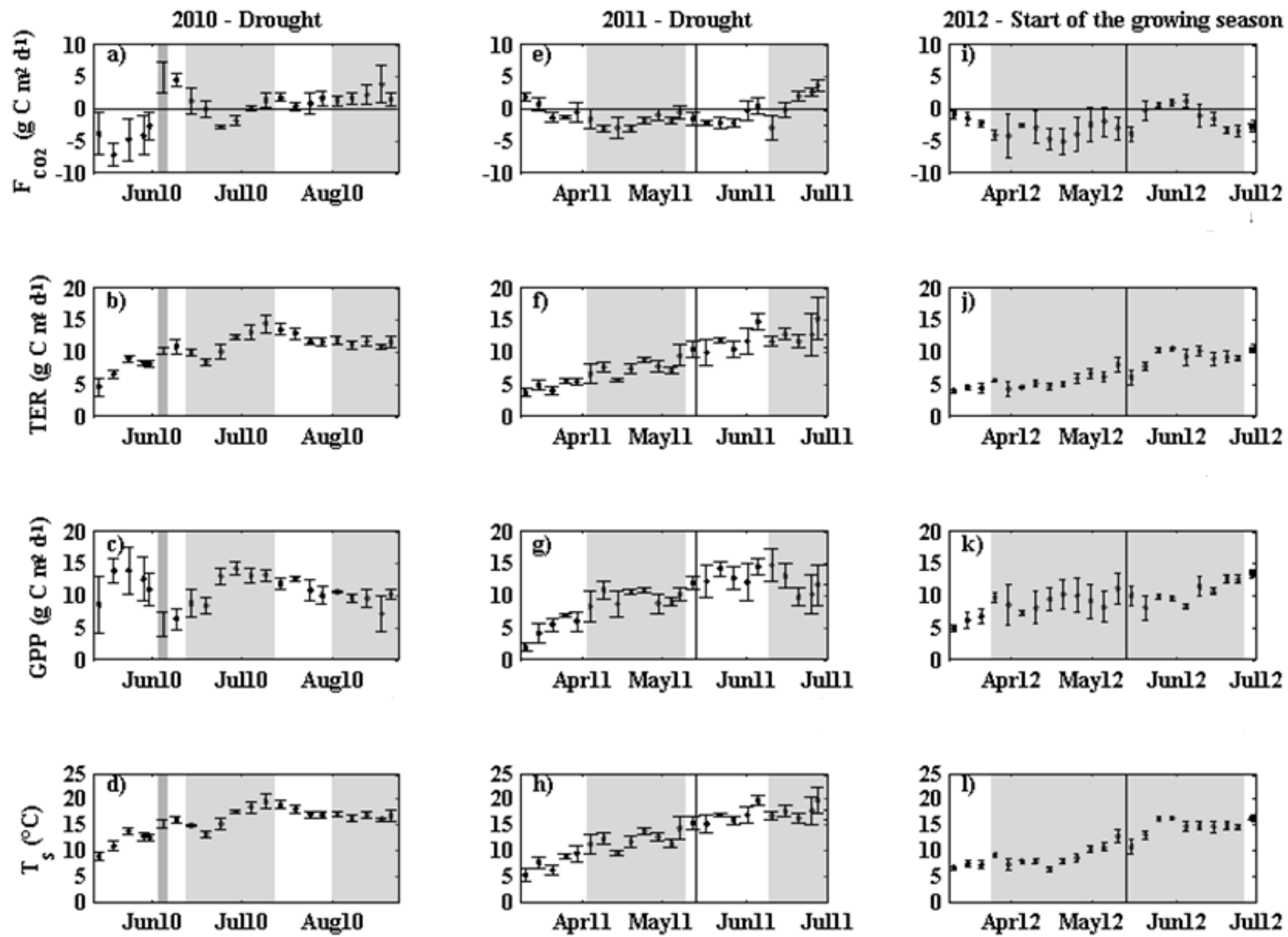


Figure 8

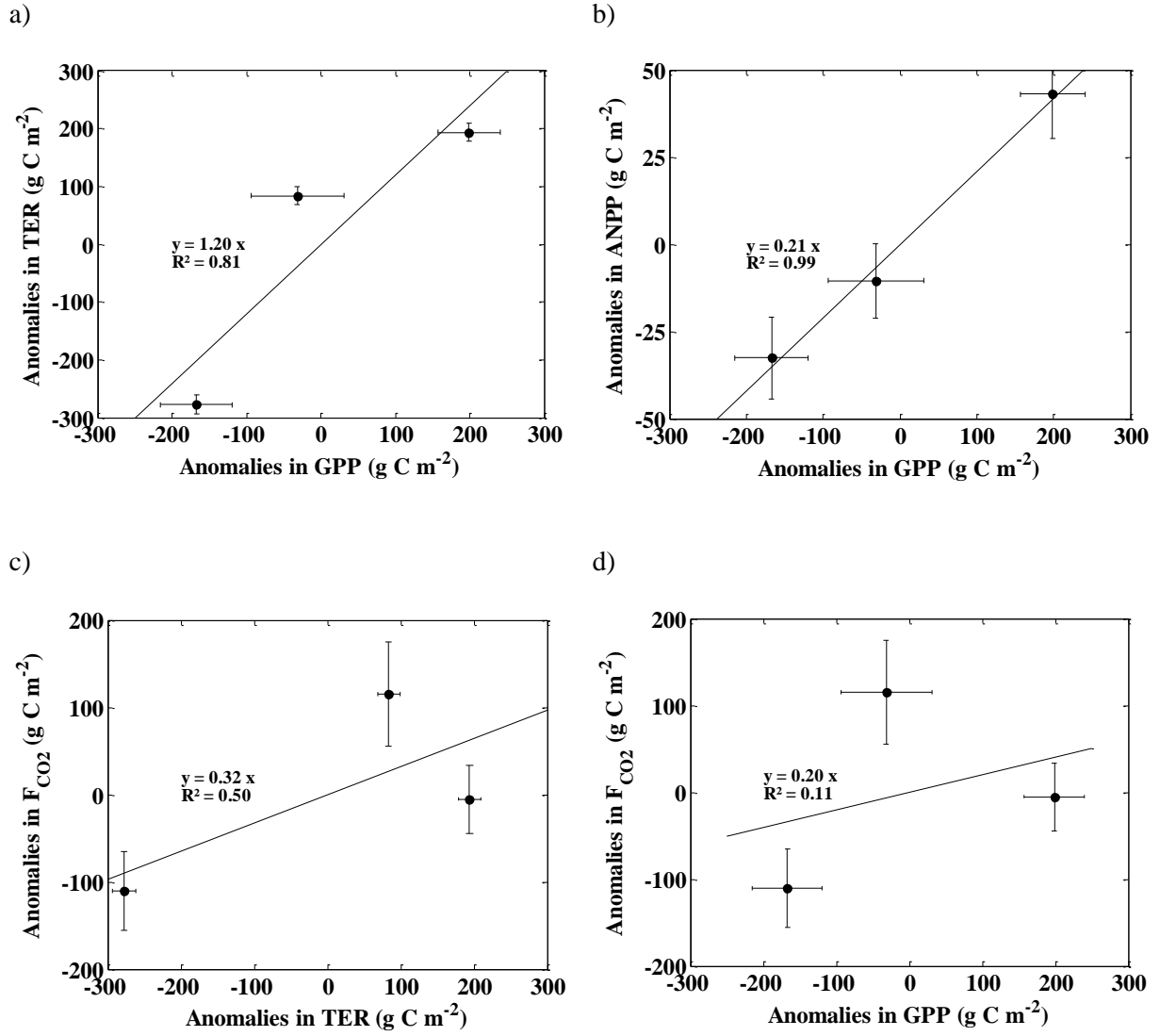


Figure 9

Article 3



Impact of grazing on carbon dioxide exchanges in an intensively managed Belgian grassland



Elisabeth Jérôme^{a,*}, Yves Beckers^b, Bernard Bodson^c, Bernard Heinesch^a,
Christine Moureaux^c, Marc Aubinet^a

^a University of Liege – Gembloux Agro-Bio Tech, Biosystems Physics Unit, Avenue de la Faculté, 8, B-5030 Gembloux, Belgium

^b University of Liege – Gembloux Agro-Bio Tech, Animal Science Unit, Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgium

^c University of Liege – Gembloux Agro-Bio Tech, Crop Science Unit, Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgium

ARTICLE INFO

Article history:

Received 26 September 2013

Received in revised form 23 April 2014

Accepted 23 April 2014

Keywords:

Grassland

Grazing impact

Carbon dioxide

Livestock emissions

Eddy covariance

ABSTRACT

Given that the soil carbon (C) sequestration potential by grasslands can be used to partly mitigate the total greenhouse gas emissions of livestock production systems, a better understanding of the effects of management practices, and especially grazing, on grassland carbon dioxide (CO₂) exchanges has become a major concern. This study aimed at quantifying grazing impact on CO₂ fluxes measured by eddy covariance by using innovative data analyses and experiments. For that, we distinguished direct and indirect grazing impact. Indirect impact results from biomass consumption, excretion deposits and soil compaction by cattle that modify CO₂ exchanges. Direct impact results from livestock CO₂ emissions through respiration that add to total ecosystem respiration. For the indirect impact, the variation during periods with fixed stocking rate of gross primary productivity at light saturation (GPP_{max}) and normalized dark respiration ($R_{d,10}$) was analyzed. On average, GPP_{max} decreased during grazing periods and increased during non-grazing periods which could be explained by aboveground biomass reduction and re-growth, respectively. In addition, GPP_{max} variations were negatively correlated to grazing intensity (defined as the product of the stocking rate and the grazing duration). On the contrary, no significant evolution of $R_{d,10}$ was found during both grazing and non-grazing periods, probably due to a combination of opposing effects of grazing on the total ecosystem respiration components. The direct impact was emphasized through four specific designed confinement experiments. Each experiment extended over three successive days. On the first and third day, there was no cattle on the plot, while, on the second day, cattle were confined in the main wind direction area of the eddy covariance set-up to increase the stocking rate (≈ 26 livestock units ha⁻¹). The average livestock CO₂ emissions during confinement, $F_{CO_2, \text{livestock}}$, were deduced from the differences between half-hourly measurements taken at 24 h interval with or without cattle and under similar environmental conditions. They were estimated to be 2.59 ± 0.58 kg C livestock unit⁻¹ d⁻¹ on average. This result was corroborated by independent estimates based on the C ingested by cattle during confinement. Using an annual average stocking of 2 livestock units ha⁻¹, we found that livestock CO₂ emissions represent only 8% of this grassland annual total ecosystem respiration. To our knowledge, this study is the first to quantify both direct and indirect livestock contribution to CO₂ fluxes exchanged at the ecosystem scale using the eddy covariance technique.

© 2014 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Grazed grasslands occupy almost a quarter of the earth's ice free land surface (Steinfeld et al., 2006). They are important ecological and socio-economical resources as they contribute to biodiversity and as they are used for livestock production (Peichl et al., 2012; Peeters et al., 2009; Soussana et al., 2007). Given their high soil carbon (C) content, they are also an important component of the global C balance (Conant et al., 2001). Moreover, they could play an important role in mitigating greenhouse gas (GHG) emissions from

* Corresponding author. Tel.: +32 81 62 24 90; fax: +32 81 62 24 39.

E-mail addresses: jerome.elisabeth@gmail.com (E. Jérôme),

Yves.Beckers@ulg.ac.be (Y. Beckers), b.bodson@ulg.ac.be (B. Bodson),

Bernard.Heinesch@ulg.ac.be (B. Heinesch), Christine.Moureaux@ulg.ac.be

(C. Moureaux), Marc.Aubinet@ulg.ac.be (M. Aubinet).

livestock production systems through their soil carbon sequestration (Soussana et al., 2010; Lal, 2004a, 2004b).

Understanding the role of grazing on grassland ecosystem dynamics has become a major concern (Peichl et al., 2012; Piñeiro et al., 2010; Soussana et al., 2010; Allard et al., 2007; Soussana et al., 2007). Indeed, grazing affects a range of ecological and biogeochemical processes and properties, including plant community composition (Derner and Hart, 2007), soil physical properties (Piñeiro et al., 2010; Ganjgunte et al., 2005; Cao et al., 2004), soil C and nitrogen (N) content (Piñeiro et al., 2010; Welker et al., 2004a; Schuman et al., 1999), and the magnitude of C and carbon dioxide (CO₂) exchanges (Welker et al., 2004b; LeCain et al., 2000), which in turn, influence soil organic carbon (SOC) storage (Piñeiro et al., 2010). Those effects are, however, not well understood. Studies indeed report contradictory results, SOC sometimes increasing, remaining constant or decreasing, depending of grazing management and grazing intensity. This suggests that the mechanisms by which grazing affects SOC accumulation may be complex (Piñeiro et al., 2010).

This study focused on the effects of grazing on the CO₂ exchanges. We hypothesized that grazing could significantly modify the CO₂ exchanges both indirectly and directly. The indirect effect results from processes that could modify ecosystem assimilation and respiration through their influence on plant growth, on microorganism activity and on soil physical and chemical properties. This includes biomass consumption, soil compaction and excretion deposits as dung or urine (Peichl et al., 2012; Shimizu et al., 2009; Allard et al., 2007; Jones et al., 2006). This effect may influence CO₂ fluxes over several days to weeks (Peichl et al., 2012). The direct effect results from livestock respiration process that releases CO₂. Those emissions add to the plant and soil respiration and therefore contribute to total ecosystem respiration (TER) (Zeeman et al., 2010).

At the field scale, the indirect and direct grazing effects on CO₂ fluxes vary strongly depending on the stocking rate and the length of the grazing period (Peichl et al., 2012). It is currently challenging, however, to distinguish and quantify them using eddy covariance measurements. Indeed, as the indirect effect is often masked by environmental responses, it cannot be easily discerned from the CO₂ flux seasonal pattern (Peichl et al., 2012). Also, as the direct effect represents only a small part of the TER (Zeeman et al., 2010), it cannot be easily differentiated from the indirect effect and from the response to micrometeorological factors.

This study aimed to quantify indirect and direct grazing impact on CO₂ fluxes measured by eddy covariance at a permanent Belgian pasture rotationally grazed by Belgian Blue breed of cattle. For that, we developed innovative data analyses and experiments. The indirect effect was quantified by analyzing the variation of flux functional responses during given periods characterized by a fixed stocking rate. The direct effect was investigated by conducting confinement experiments. The fluxes were measured on successive days with or without cattle confined in a restricted area of the field so as to create as large stocking rate as possible. This provided the opportunity to objectively state the livestock contribution to CO₂ exchanges of an intensively grassland that is representative of Belgian grassland management practices.

2. Materials and methods

2.1. Site description

The research was conducted at the Dorinne terrestrial observatory (DTO), in the Condroz region in Belgium. This region is characterized by a temperate oceanic climate. The experimental site is permanent grassland covering 4.22 ha. It is made of 66%

Table 1

Site characteristics and general information on soil and meteorology for the Dorinne Terrestrial Observatory. Climatic means were measured by the meteorological station. Mean annual air temperatures and annual precipitation were computed with data from 12 May 2010 to 12 May 2011 (Year 1) and from 13 May 2011 to 12 May 2012 (Year 2). Mean wind speed was computed with data from 12 May 2010 to 12 May 2012. Normal climatic data were obtained from the Institut Royal Météorologique's Ciney station, 15 km south-east of the site (IRM, 2011).

Site characteristics	
Coordinates	50°18'44" N; 4°58'07" E
Plot area (ha)	4.22
Elevation (m)	240 (north-east) – 272 (south)
Slope (north-east)	1–2%
Site climate	
Mean annual temperature (°C)	
Year 1	9.47
Year 2	9.55
Annual precipitation (mm)	
Year 1	521
Year 2	622
Mean wind speed (m s ⁻¹)	2.35
Main wind direction	South-west
Normal climatic data	
Mean annual air temperature (°C)	10
Annual precipitation (mm)	847

grasses (*Lolium perenne* L., *Holcus lanatus* L., *Poa trivialis* L., etc.), 16% of legumes (*Trifolium repens* L.) and 18% of other species (*Taraxacum* sp., *Ranunculus repens* L., etc.). Site characteristics and general information on meteorology are presented in Table 1.

2.2. Management practices and datasets

The paddock was subjected to intensive management and rotationally grazed during the vegetative season by Belgian Blue breed of beef cattle (heifers+breeding bull or suckler cows + calves + breeding bull or suckler cows + breeding bull or only suckler cows according to the farmer management).

Two types of datasets were used. The first one was used to study the indirect impact and included data obtained during two complete years (from the start of the CO₂ flux measurements on 12 May 2010 to 12 May 2012, see Table 2). To focus on the effects of grazing and non-grazing on CO₂ fluxes, we used only growing

Table 2

Average stocking rate according to the periods of interest retained to analyze the indirect impact of grazing on the carbon dioxide fluxes exchanged between 12 May 2010 and 12 May 2012 at the Dorinne Terrestrial Observatory. LU is the livestock unit.

Period of interest	Duration (days)	Average stocking rate (LU ha ⁻¹)
12-May-10 to 2-Jun-10	22	0.0
7-Jun-10 to 11-Jun-10	6	0.0
12-Jun-10 to 11-Jul-10	29	3.4
12-Jul-10 to 30-Jul-10	20	0.0
31-Jul-10 to 22-Aug-10	22	4.2
23-Aug-10 to 6-Sep-10	16	0.0
7-Sep-10 to 23-Nov-10	77	3.3
9-Mar-11 to 1-Apr-11	24	0.0
2-Apr-11 to 9-May-11	37	4.5
10-May-11 to 7-Jun-11	30	0.0
8-Jun-11 to 29-Jun-11	21	7.0
30-Jun-11 to 26-Jul-11	28	0.0
27-Jul-11 to 24-Aug-11	28	7.1
25-Aug-11 to 12-Sep-11	20	0.0
13-Sep-11 to 26-Sep-11	13	7.1
27-Sep-11 to 17-Oct-11	22	0.0
18-Oct-11 to 31-Oct-11	13	5.9
1-Nov-11 to 2-Nov-11	3	0.0
2-Nov-11 to 2-Dec-11	29	2.2
9-Mar-12 to 23-Mar-12	15	0.0
24-Mar-12 to 12-May-12	49	3.4

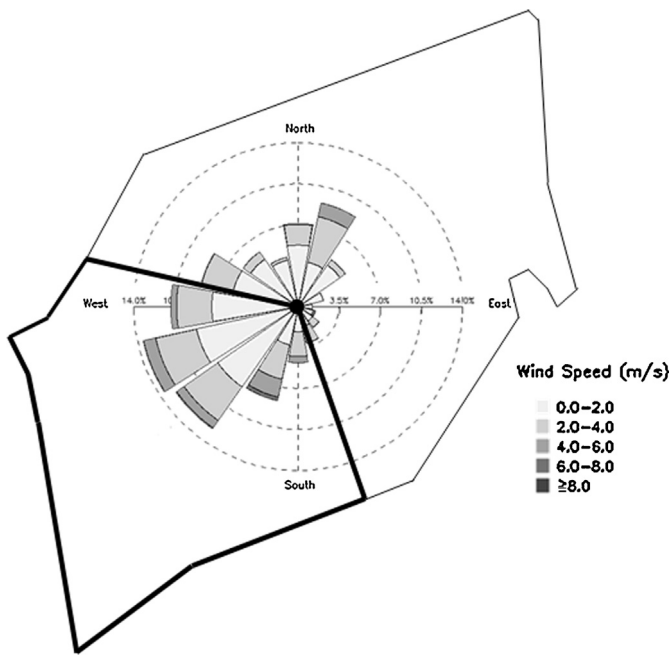


Fig. 1. Schematic representation of the Dorinne Terrestrial Observatory. Localization of the meteorological station and eddy-covariance set-up (black point in the middle of the field). The entire area (4.22 ha) was used to study indirect impact of grazing on carbon dioxide exchanges. Within this area, the one bordered with thick black line is the confinement zone (1.76 ha) used to analyze the direct impact of grazing on carbon dioxide exchanges. It was designed to be in the main wind direction area of the eddy covariance set-up as show by the wind rose. The latter was computed with nighttime and daytime data measured between 12 May 2010 and 12 May 2012 by the meteorological station. Class interval represents 22.5 degrees.

season data as the plot was not grazed during winter. Moreover, the harvest period, in June 2010 (from the 3 June to the 6 June 2010), was not taken into account. Rotation between grazing and non-grazing periods from 12 May 2010 to 12 May 2012 (Table 2) depended on the herbage growth and its consumption by cattle. In this context, climatic conditions played a leading role and the stocking rate was adapted when necessary so that the average annual stocking rate was 2 livestock units (LU) ha⁻¹. The reference unit used for the calculation of livestock unit is the grazing equivalent of one 600 kg live weight (lw) adult dairy cow producing 3000 kg of milk annually without additional concentrated food-stuffs (Eurostat, 2013). Breeding bull and suckler cow correspond to 1 LU while heifer and calf represent 0.6 and 0.4 LU, respectively. Complementary feeding (corn silage, mixing of straw and a by-product of bio-ethanol production – ProtiWanze®, hay) was distributed during grazing periods when the grass development was insufficient (drought or beginning/end of the growing season).

The second dataset was used to study the direct impact and included data obtained during four livestock confinement experiments conducted in July and August 2012. During experiments, we put the cattle (suckler cows + calves + breeding bull) on a restricted area (Fig. 1) during one day to increase the stocking rate. No complementary feedings was distributed during confinement. The paddock was not grazed the day before and the day after the confinement (Table 3).

2.3. Carbon dioxide flux measurement

A complete description of the CO₂ flux measurement system and of the data treatment is given in Jérôme et al. (submitted for publication). This study investigates the CO₂ exchanges and the complete C balance of the DTO by combining three years of eddy

covariance and other C flux measurements exchanged at the system boundaries.

2.3.1. Eddy covariance system

CO₂ flux (F_{CO_2}) was measured using the eddy covariance method. This system consisted of a fast-response infrared gas analyzer (IRGA) (closed path, LI-7000, LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA) and a three-dimensional sonic anemometer (CSAT3, Campbell Scientific Ltd, UK) installed on a mast at a height of 2.6 m above ground in the middle of the field. Additional measurements included air temperature and relative humidity, global and net radiation, soil temperature and moisture at several depths, mean atmospheric pressure and rainfall.

2.3.2. Flux computation and data processing

Throughout the study, F_{CO_2} was computed half hourly as the sum of the turbulent flux (measured by the eddy covariance system) and of the storage term (Foken et al., 2012a). Flux computation was performed using EDDYFLUX software (EDDY Software, Jena, Germany) and the 10 Hz time series data. All the computation and correction procedures were the standard procedures defined within the context of the EUROFLUX – CARBOEUROFLUX – CarboEurope IP networks (Aubinet et al., 2000, 2012). The storage term was computed using the single concentration measurement obtained from the IRGA. Throughout this paper, we adopt the micrometeorological convention that fluxes from the ecosystem are positive (output fluxes), whereas fluxes to the ecosystem are negative (input fluxes).

2.3.3. Flux filtering, quality control and gap-filling

Turbulent fluxes were subjected to a stationarity test (Foken et al., 2012b; Foken and Wichura, 1996) and only the data that met the quality test with a deviation lower than 30% were used. Nighttime and daytime data were separated using the photosynthetically photon flux density (PPFD) criterion, with a 5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ threshold. Stable nighttime conditions were identified using a criterion based on friction velocity (u_*). Fluxes were discarded when u_* was below the threshold of 0.13 m s^{-1} . Eddy covariance data quality was also assessed by analyzing the energy balance (Foken et al., 2012b). We fitted a linear regression between the filtered half-hourly values of the sum of sensible and latent heat fluxes measured by eddy covariance against the sum of the net radiation and the storage term deduced from the soil temperature and humidity profiles. The regression slope was 0.81, implying a fairly good closure of the energy balance at our site.

Flux data gaps were filled using parameterization procedures and mean diurnal variation when meteorological data were missing (Reichstein et al., 2005; Falge et al., 2001). Meteorological data gaps were filled using simple interpolation for small block of missing data (≤ 3 half-hourly data) and mean diurnal variation for larger blocks (Falge et al., 2001).

2.4. Impact of grazing on carbon dioxide fluxes

2.4.1. Indirect effect

The indirect grazing effect was studied using measurements made during the growing seasons between 12 May 2010 and 12 May 2012. The dataset was divided in periods with fixed average stocking rate (Table 2). In order to quantify the grazing importance, we introduced the *grazing intensity*, defined as the product of the average stocking rate of a period and its duration. This variable combines the two factors that affect CO₂ fluxes in a grazed grassland in the long term. Grazing intensity is of course considered as zero during non-grazing periods (Table 2).

In order to get rid of climatic conditions and direct grazing impact, the following approach was developed: a function

Table 3
Grazing management for the confinement experiments conducted to study the direct impact of grazing on the carbon dioxide fluxes exchanged at the Dorinne Terrestrial Observatory. LU is the livestock unit.

Confinement experiment (1.76 ha)			Stocking rate (LU ha ⁻¹)
I	1-Jul-12 to 2-Jul-12	Before confinement	0.0
	2-Jul-12 to 3-Jul-12	Confinement (39 suckler cows/26 calves/1 bull)	28.6
	3-Jul-12 to 4-Jul-12	After confinement	0.0
II	9-Jul-12 to 10-Jul-12	Before confinement	0.0
	10-Jul-12 to 11-Jul-12	Confinement (36 suckler cows/25 calves/1 bull)	26.7
	11-Jul-12 to 12-Jul-12	After confinement	0.0
III	17-Jul-12 to 18-Jul-12	Before confinement	0.0
	18-Jul-12 to 19-Jul-12	Confinement (35 suckler cows/27 calves/1 bull)	26.6
	19-Jul-12 to 20-Jul-12	After confinement	0.0
IV	27-Aug-12 to 28-Aug-12	Before confinement	0.0
	28-Aug-12 to 29-Aug-12	Confinement (29 suckler cows/27 calves/1 bull)	23.2
	29-Aug-12 to 30-Aug-12	After confinement	0.0

describing the flux response to the most influent meteorological factors was fitted on short time series of half-hourly eddy covariance measurements, ecologically relevant parameters were deduced from the fit and the variation of those parameters within each fixed stocking rate period was computed and related to the grazing intensity.

In practice, each period was divided into 5-days windows. For each of them, the daytime flux response to radiation (PPFD) and soil temperature at 2 cm depth (T_S) was described as (Aubinet et al., 2001; Lloyd and Taylor, 1994):

$$F_{\text{CO}_2, \text{day}} = -\text{GPP}_{\text{max}} \times \left\{ 1 - \exp\left(\frac{-\alpha \times \text{PPFD}}{\text{GPP}_{\text{max}}}\right) \right\} + R_{d,10} \times \exp\left\{ E_0 \times \left(\frac{1}{T_{\text{ref}} + 46.02} - \frac{1}{T_S + 46.02} \right) \right\} \quad (1)$$

where the retained ecologically relevant parameters are: the gross primary productivity at light saturation GPP_{max} ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) and the dark respiration normalized at 10 °C $R_{d,10}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Other parameters are the apparent quantum efficiency α ($\mu\text{mol } \mu\text{mol}^{-1}$), the reference temperature set at 10 °C T_{ref} and the activation energy E_0 (K) that characterizes respiration sensitivity to temperature. T_S is the average soil temperature at 2 cm depth for the 5-days window. E_0 values were fixed in Eq. (1) and deduced from the annual response of half-hourly filtered nighttime CO_2 fluxes to T_S .

We then calculated the differences between the regression parameters obtained at the end and at the beginning of each period ($\Delta\text{GPP}_{\text{max}}$ and $\Delta R_{d,10}$) and related them to the grazing intensity.

2.4.2. Direct effect

The direct grazing effect was studied using measurements made during four specific designed confinement experiments in July and August 2012. A confinement experiment consisted in measuring fluxes on successive days with or without cattle confined in a restricted area of the field located in the main wind direction of the eddy-covariance set-up (Fig. 1).

Each experiment extended over 3 successive days (Table 3). On the first day (before confinement), there was no cattle in the confinement zone. On the second day (confinement), the whole herd was put on it. The average stocking rate was 26 LU ha⁻¹. On the third day (after confinement), cattle were finally removed from the confinement zone.

By confining the herd in the main wind direction area of the eddy covariance system, we increased the probability that it is in the system footprint. In addition, by limiting the experiment to three successive days, we ensured that the grassland charac-

teristics and meteorological conditions did not change drastically during the experiment. Finally, by limiting the cattle confinement to one day, we considered reasonable to postulate that grazing did not indirectly influence grassland assimilation and respiration over the experiment.

2.4.2.1. Estimation of livestock carbon dioxide emissions based on eddy covariance measurements. The average livestock CO_2 emissions during confinement, $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$, were deduced from the analyze of paired half-hourly eddy covariance measurements made at 24 h interval over the three successive days of an experiment. For that, only half-hourly F_{CO_2} data that fulfill measurement quality criteria and correspond to a wind direction between 150° and 320° (Fig. 1) were retained. Then, the half-hourly livestock CO_2 emissions, $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}, i}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) were calculated as:

$$F_{\text{CO}_2, \text{livestock}, i} = |F_{\text{CO}_2, i} - F_{\text{CO}_2, i \pm 24}| \quad (2)$$

where $F_{\text{CO}_2, i}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) is the half-hourly CO_2 flux measured during confinement; $F_{\text{CO}_2, i \pm 24}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) is the half-hourly CO_2 flux measured at the same time but 24 h after ($F_{\text{CO}_2, i+24}$) or before confinement ($F_{\text{CO}_2, i-24}$).

To ensure that the differences calculated using Eq. (2) were only due to the grazing management and not to the microclimatic variability, only paired data taken under similar environmental conditions were retained. We used the following selection criteria: soil temperature at 2 cm depth should be within 3 °C, wind speed within 3 m s⁻¹ and PPFD within 75 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

The average livestock CO_2 emissions during confinement were obtained by converting the average difference in terms of kg CLU⁻¹ d⁻¹.

2.4.2.2. Estimation of livestock carbon dioxide emissions based on carbon intake measurements. Another approach, based on the herbivore C balance, was also used to estimate $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ independently of eddy covariance measurements. For that, we considered that the digestible fraction of C intake is either accumulated in the body of the ruminants to be exported as meat or re-emitted shortly after intake, through CO_2 from respiration or methane (CH_4) from enteric fermentation (Soussana et al., 2007). So, $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ (kg CLU⁻¹ d⁻¹) were calculated as:

$$F_{\text{CO}_2, \text{livestock}} = \{(\text{OMD} \times C_{\text{intake}}) - F_{\text{CH}_4\text{-C}} - F_{\text{product}}\} \times \text{SR}^{-1} \quad (3)$$

where OMD (kg kg⁻¹) is the average organic matter digestibility of the grass; C_{intake} (kg C ha⁻¹ d⁻¹) is the carbon intake; $F_{\text{CH}_4\text{-C}}$ (kg C ha⁻¹ d⁻¹) is the C lost through methane (CH_4) emissions by

grazing cattle; F_{product} ($\text{kg C ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) are the lateral organic C fluxes exported as meat; SR is the stocking rate (LU ha^{-1}).

In this way, we postulated that excretions (dung and urine patches), which correspond to non-digestible C and which could modify plant growth, microorganism activity and soil physical and chemical properties, did not influence CO_2 fluxes during the experiment but has to be considered as an indirect effect of grazing on CO_2 fluxes (Cao et al., 2004).

Carbon intake was calculated as:

$$C_{\text{intake}} = C_{\text{content}} \times \text{DMI} \quad (4)$$

where C_{content} (kg C (kg DM)^{-1}) is the average C content of the grass; DMI ($\text{kg DM ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) is the dry matter intake by cattle. Since no complement was distributed to cattle, it corresponded to the herbage mass intake (HMI, $\text{kg DM ha}^{-1} \text{d}^{-1}$). Moreover, since the confinement took place only during one day, we did not take the grass re-growth under grazing into account and DMI was estimated by differential herbage mass measurement (Macon et al., 2003) as:

$$\text{DMI} = \text{HMI} = \text{HM}_t - \text{HM}_{t+1} \quad (5)$$

where HM (kg DM ha^{-1}) are the herbage masses in the field before (t) and after ($t+1$) confinement. They were deduced from the mean canopy height. Mean canopy height was determined manually by measuring the center height of a light-weight plate of 0.25 m^2 dropped onto the canopy at 60 points in the confinement zone. This estimate was then converted into HM using an allometric relation fitted to the DTO. The procedure was described in details in Jérôme et al. (submitted for publication).

Grass OMD and C_{content} were measured in the laboratory. Herbage samples taken in situ between 12 May 2010 and 12 May 2012 were analyzed after drying and grinding (Cyclotec – 1 mm screen). OMD was measured at the Walloon Agricultural Research Center (CRA-W) using near infrared spectrometry (NIRS) scanning (NIRS system monochromator 5000 – 1100 to 2498 nm of wavelength by 2 nm steps) (Decruyenaere et al., 2009). Carbon content analyses were conducted by the Forest Ecology and Ecophysiology Unit at INRA (UMR 1137 INRA-UHP) using the Dumas method (Dumas, 1831). The samples were analyzed using an elemental analyzer (NCS2500, CE instrument Thermo Quest, Italy). The OMD was fixed at $0.74 \pm 0.01 \text{ kg kg}^{-1}$ and C_{content} at $0.42 \pm 0.00 \text{ kg C (kg DM)}^{-1}$;

Lateral organic C fluxes exported as meat were estimated as:

$$F_{\text{product}} = \text{lw}g \times C_{\text{concentration}} \times n \quad (6)$$

where $\text{lw}g$ (kg animal^{-1}) is the cattle live weight gain, fixed at $0.647 \pm 0.060 \text{ kg animal}^{-1} \text{day}^{-1}$ for a growing animal (results obtained from measurements taken in 2010). $C_{\text{concentration}}$ was fixed at $0.165 \pm 0.002 \text{ kg C (kg lw}g)^{-1}$, from Mathot et al. (2012); n is the number of growing animals per ha during confinement (Table 3).

Finally, $F_{\text{CH}_4\text{-C}}$ was estimated as a constant fraction of the DMI using the dimensionless methane conversion factor Y_m , which is the methane emitted per unit of feed intake, with both methane and intake expressed as energies of combustion (Lassey, 2007). Considering a typical Y_m value of 6%:

$$F_{\text{CH}_4\text{-C}} = 0.01485 \times \text{DMI} \quad (7)$$

2.4.3. Regression fitting and random uncertainty

All the F_{CO_2} – climate model parameters were estimated using least absolute regression rather than least squares regression since eddy covariance measurement error distribution at DTO was better described by a double exponential distribution rather than a normal distribution (data not shown). In these conditions and with non-constant variance, maximum likelihood parameter estimates was obtained by minimizing the cost function Ω defined as the

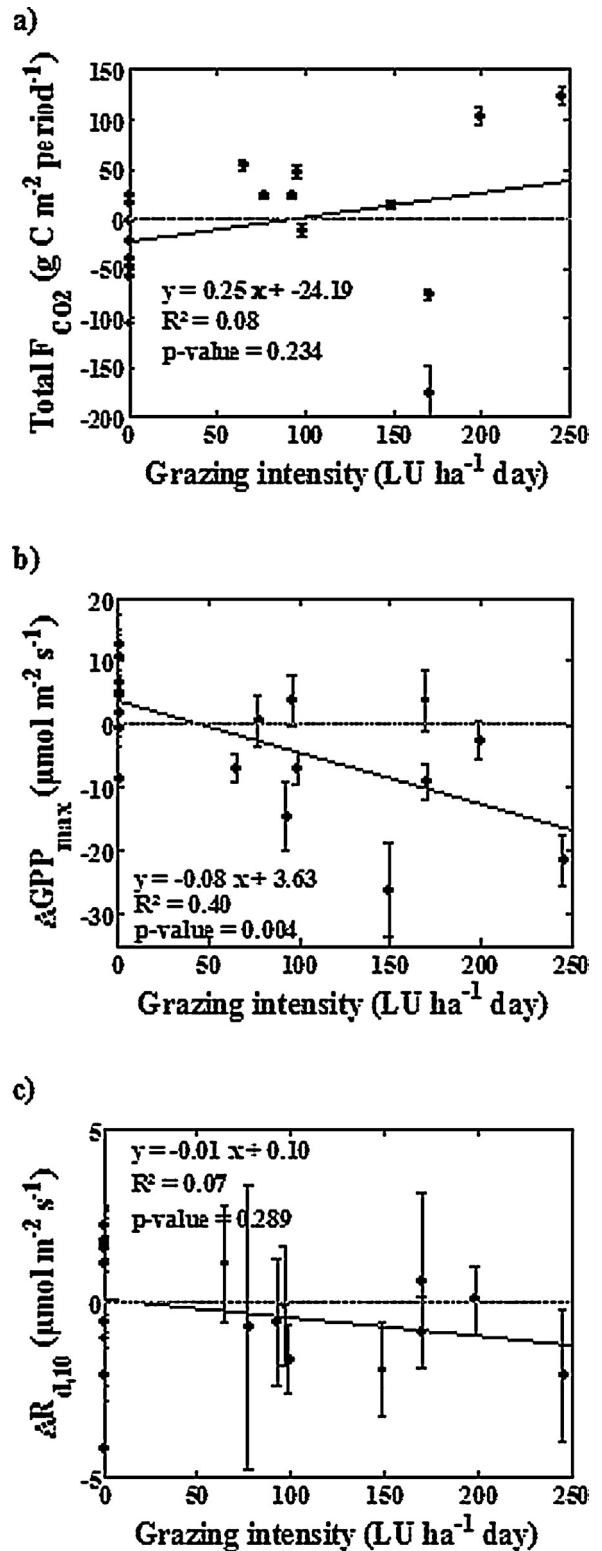


Fig. 2. Response of (a) the cumulated carbon dioxide flux (F_{CO_2}) and (b), (c), the difference between the last and the first 5-day window day fitting regression parameters, for each grazing and non-grazing period listed in Table 2 to grazing intensity (product of the stocking rate and the duration of the period).

weighted sum of the absolute deviations between measured (y_i) and modeled (y_{pred}) values. The weighing factor corresponds to the reciprocal of the estimated standard deviation of observation i measurement error that was estimated, following the procedure

developed by Richardson et al. (2006) and Richardson and Hollinger (2005):

$$\sigma(\delta) = -0.11 \times F_{\text{CO}_2} + 1.61 \quad \text{for } F_{\text{CO}_2} \leq 0 \quad (R^2 = 0.87) \quad (8a)$$

$$\sigma(\delta) = 0.28 \times F_{\text{CO}_2} + 0.20 \quad \text{for } F_{\text{CO}_2} > 0 \quad (R^2 = 0.94) \quad (8b)$$

3. Results

3.1. Indirect effect

Over the two years of measurements, 21 periods with fixed stocking rate were identified: 11 without cattle, 10 with cattle. The period duration varied from 3 to 77 days with an average of 25 days (Table 2).

Cumulated CO_2 fluxes on each period were not significantly correlated with grazing intensity (Fig. 2a). This absence of a significant relation was expected and probably due to the fact that the impact of grazing intensity is confounded with other factors, which justifies an analysis focused on climate independent parameters as GPP_{max} and $R_{d,10}$ (Fig. 2b and c). In those figures, a negative data point means that the parameter values decreased between the beginning and the end of the period of interest whereas a positive data point means that they increased. Despite a large spread in the data, GPP_{max} was found sensitive to grazing intensity (Fig. 2b): it increased ($\Delta\text{GPP}_{\text{max}} > 0$) during low or zero grazing intensity periods and decreased ($\Delta\text{GPP}_{\text{max}} < 0$) during high grazing intensity periods. This was clearly attested by the significant positive intercept and negative slope of the regression of $\Delta\text{GPP}_{\text{max}}$ with grazing intensity that are significant. On the contrary, $R_{d,10}$ was not found sensitive to grazing intensity (Fig. 2c): both increases ($\Delta R_{d,10} > 0$) and decreases ($\Delta R_{d,10} < 0$) were observed during zero grazing intensity periods while it was most often not significantly different from zero during non-zero grazing intensity periods. As a consequence, no significant relation was obtained between $\Delta R_{d,10}$ and grazing intensity.

3.2. Direct effect

3.2.1. Estimation of livestock carbon dioxide emissions based on eddy covariance measurements

The confinement experiment was conducted four times in 2012 (Table 3). After application of all the selection criteria, 44 pairs of F_{CO_2} data obtained only during experiments II and III were available for the analysis.

The remaining data pairs were separated between nighttime (Fig. 4a and d) and daytime (Fig. 4b, c, e and f) conditions. Although they corresponded to measurements taken in different conditions (Fig. 3), all fluxes exhibited the same coherent pattern, being systematically higher on confinement days than on no-cattle days. Due to the random uncertainty that affects eddy covariance measurements, this difference could not be considered as significant for each data pair, especially under nighttime conditions (Fig. 4a and d). Averaged fluxes on nighttime and daytime conditions of each experiment were, however, always significantly larger on confinement days than on no-cattle days (Table 4). The differences between those averages, $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$, were estimated between 4.43 and $9.09 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. They were not significantly different from each other, although they were always higher when calculated using $F_{\text{CO}_2, i+24}$ averages rather than $F_{\text{CO}_2, i-24}$ averages. When expressed in terms of kg C emitted per livestock unit and per day, they varied between 1.72 and $3.54 \text{ kg CLU}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

3.2.2. Estimation of livestock carbon dioxide emissions based on carbon intake measurements

The $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ assessments based on the herbivore C balance analysis (Eq. 3) ranged between 0.67 and $2.28 \text{ kg CLU ha}^{-1}$ (Table 5). As $F_{\text{CH}_4\text{-c}}$ and F_{product} values were small compared to $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$, the estimates were mainly dependent on C_{intake} so that the $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ variability mainly traduces variability in DMI estimates (Table 5). Experiments II and IV were indeed characterized by lower DMI values, maybe explained by a lower degree of grass availability (HM_r) at the beginning of those experiments, compared to experiments I and III (Table 5). Globally, estimates were lower than those obtained from eddy covariance measurements (Table 4) but were most of the time not significantly different.

4. Discussion

4.1. Indirect effect of grazing on carbon dioxide fluxes

No significant relationship was found between cumulated net CO_2 exchange and grazing intensity (Fig. 2a). This is not surprising because this response is blurred by responses to other, mainly climatic, driving variables. This confirms the results obtained by Peichl et al. (2012), who suggested that the grazing cycle effects on CO_2 fluxes are not dramatic at the ecosystem scale.

The approach developed consisted in eliminating flux dependence on these variables in order to highlight grazing impact. By studying the fitted parameters GPP_{max} and $R_{d,10}$, we eliminated the influence of radiation and temperature, which are the two most important meteorological drivers of half-hourly CO_2 fluxes. The approach did not remove, however, all climate effects. Especially, drought effects were not considered, which probably generated some variability in these parameters and, thus in their evolution during the studied periods. Besides this, by computing the difference of the last and the first regression parameter obtained for a grazing period, we got rid of the influence of direct grazing effect on CO_2 fluxes. Indeed, parameters were evaluated considering a constant stocking rate during a period of interest so that impact of direct livestock CO_2 emissions was eliminated by the difference. This of course supposed that cattle were spread evenly at all times during measurements, which was not necessarily the case and could not be checked.

Despite the important data spread, we observed on average a significant GPP_{max} decrease during grazing periods (Fig. 2b). It probably results from aboveground biomass reduction due to defoliation by grazing, which, of course, led to plant assimilation reduction. On the contrary, during non-grazing periods, GPP_{max} significantly increased. This suggests that biomass re-growth took place in the absence of cattle. In addition, we showed that $\Delta\text{GPP}_{\text{max}}$ was significantly correlated with grazing intensity, being reduced by $0.08 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ for each $\text{LU ha}^{-1} \text{ day}$ (Fig. 2b). Although this result does not separate the effects of stocking rate and grazing duration, it would be in agreement with the assumption made by Parsons et al. (1983) of a declining GPP with increasing stocking density as a result of reduced of leaf area index and, hence, light interception (Rogiers et al., 2005).

No significant $R_{d,10}$ change was observed, during grazing or during non-grazing periods. As a result, no significant correlation was found between $\Delta R_{d,10}$ and grazing intensity (Fig. 2c). The net impact of grazing on respiration processes appears thus less important than the impact of climate and seasonality (Rogiers et al., 2005). This could be due to the influence of conflicting mechanisms (Lin et al., 2011; Zhou et al., 2007). On the one hand, grazing would reduce above- and belowground biomass and the corresponding autotrophic plant respiration (Lin et al., 2011; Cao et al., 2004). In the same way, it could reduce the microbial component of the soil

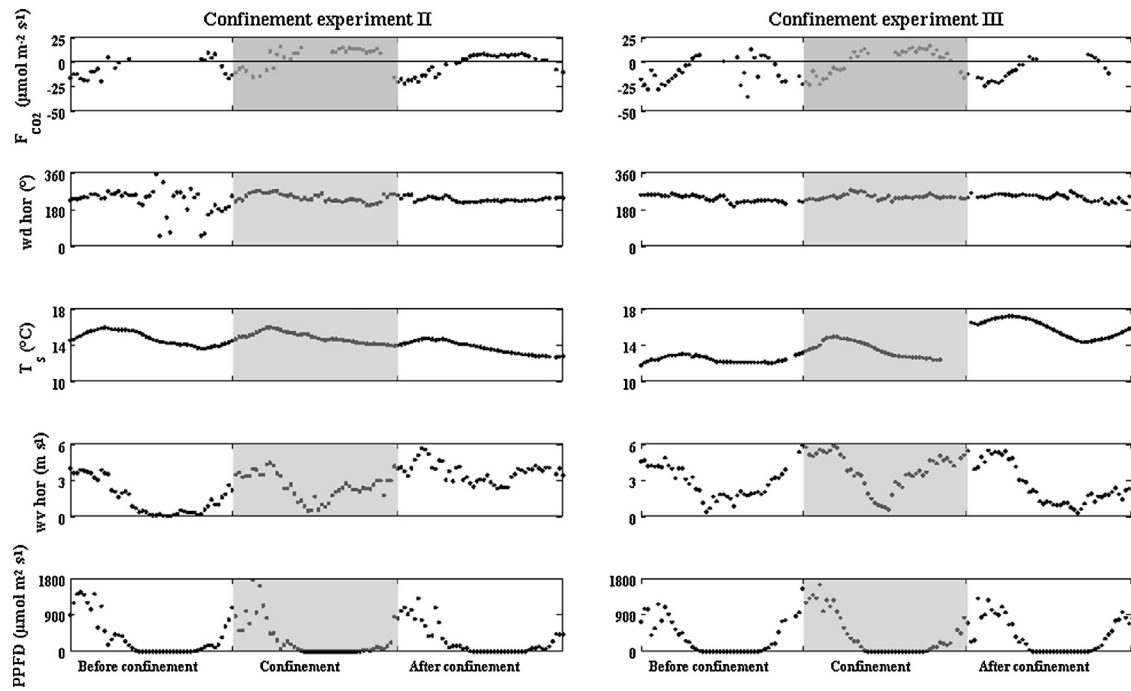


Fig. 3. Half-hourly carbon dioxide flux (F_{CO_2}) and meteorological measurements used to quantify direct impact of grazing in confinement experiments II and III. wd hor is the wind direction, T_s is the soil temperature at 2 cm depth, wv hor is the wind speed, PPFD is the photosynthetically photon flux density. F_{CO_2} fluxes are filtered for u - and stationarity. Environmental data were used as a criteria to define similar environmental for F_{CO_2} measurements made at the same time but at 24 h interval over an experiment.

respiration by reducing microbial biomass C through a decrease in decomposable C (Raiesi and Asadi, 2006) and by reducing microbial activity through a reduced input in canopy residues and reduction in living roots and exudates to the soil (Lin et al., 2011; Polley et al., 2008; Bahn et al., 2006; Raiesi and Asadi, 2006; Cao et al., 2004). On the other hand, grazing could favor radiation penetration, temperature increase (Lin et al., 2011; Hu et al., 2010; Lu

et al., 2010; Bahn et al., 2006) and thus enhance both microbial and root components of the soil respiration (Lin et al., 2011; Bahn et al., 2006). Heterotrophic respiration could also be triggered by excretions deposits on the soil and, finally, grazing may change soil physical and chemical properties, which could affect soil respiration (Cao et al., 2004). The relative importance of these effects depends on grazing intensity and history (Cao et al., 2004) and thus

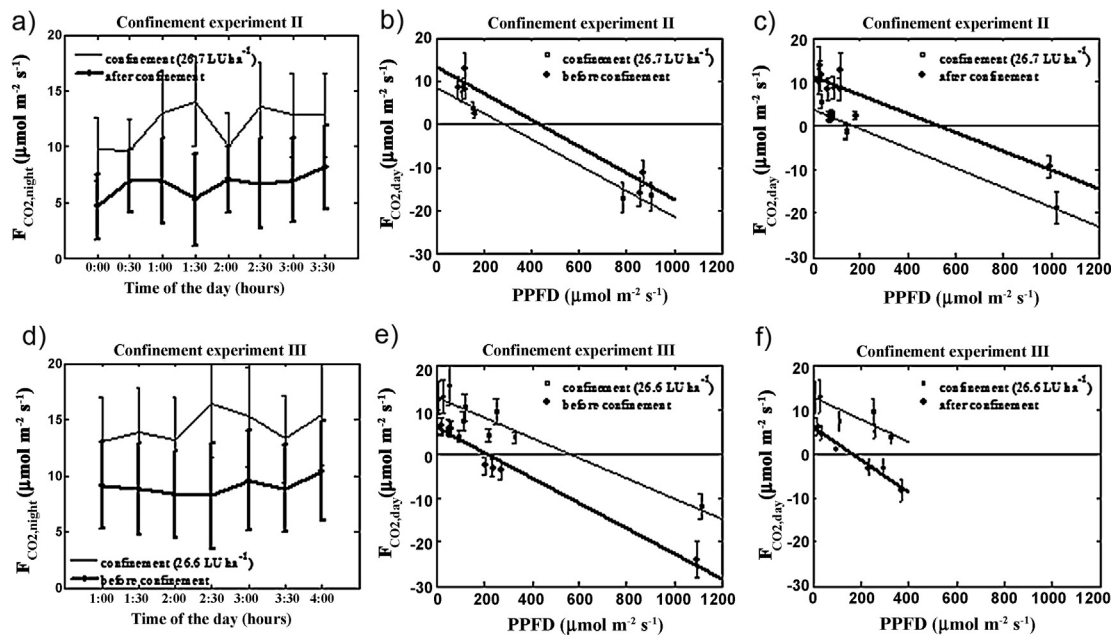


Fig. 4. (a), (d) Nighttime carbon dioxide flux ($F_{CO_2,night}$) evolution and (b), (c), (e), (f) daytime carbon dioxide flux ($F_{CO_2,day}$) response to photosynthetically photon flux density (PPFD) for half-hourly eddy covariance measurements made at 24 h interval with (confinement) or without (before or after confinement) cattle in confinement experiments II and III. Half-hourly data were filtered for u - and stationarity and only pairs of data for which environmental conditions were equivalent over the experiment days are presented. Error bars are the random error of measurement calculated according to Eqs. (8a) and (8b). Linear regressions in (b), (c), (e), (f) are shown only to highlight the difference between confinement day and no-cattle days. LU is the livestock unit.

Table 4
Average livestock carbon dioxide emissions ($F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$) deduced from the difference between $F_{\text{CO}_2, i}$ and $F_{\text{CO}_2, i \pm 24}$ averages in confinement experiments II and III and under both nighttime and daytime conditions. Those averages correspond to filtered half-hourly pairs of eddy covariance measurements (u^* and stationarity) taken during confinement ($F_{\text{CO}_2, i}$) and at the same time but the day after ($F_{\text{CO}_2, i+24}$) or before ($F_{\text{CO}_2, i-24}$) confinement, respectively. We selected only pairs of data taken when the wind direction was between 150° and 320° C and under similar environmental conditions (\neq soil temperature at 2 cm depth $< 3^\circ\text{C}$; \neq wind speed $< 3 \text{ m s}^{-1}$; \neq PPF $< 75 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Values are presented with their 95% confidence interval. LU is the livestock unit.

Average	Nighttime II	Nighttime III	Daytime II	Daytime III
$F_{\text{CO}_2, i}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)		14.34 \pm 3.17	0.48 \pm 2.70	7.16 \pm 2.03
$F_{\text{CO}_2, i-24}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	No available data	9.06 \pm 2.06	-3.95 \pm 2.20	-0.62 \pm 1.48
$F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)		5.28 \pm 3.78	4.43 \pm 3.48	7.78 \pm 2.51
$F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ ($\text{kg C ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$)		2.06 \pm 1.47	1.72 \pm 1.35	3.03 \pm 0.98
$F_{\text{CO}_2, i}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	11.98 \pm 2.52		7.37 \pm 1.96	8.55 \pm 1.49
$F_{\text{CO}_2, i+24}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	6.56 \pm 1.44	No available data	-0.60 \pm 0.78	-0.54 \pm 2.25
$F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	5.42 \pm 2.90		7.97 \pm 2.11	9.09 \pm 2.70
$F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ ($\text{kg C ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	2.10 \pm 1.13		3.09 \pm 0.82	3.54 \pm 1.05

grazing could either induce a TER decrease (Lin et al., 2011; Polley et al., 2008; Owensby et al., 2006), a TER increase (Lin et al., 2011) or, as in our study, no significant effect at all (Peichl et al., 2012; Lin et al., 2011; Rogiers et al., 2005). Complementary measurements, of soil respiration for example, would be necessary to evaluate the relative importance of each of these effects.

4.2. Direct effect of grazing on carbon dioxide fluxes

The confinement experiments revealed a clear impact of the presence of cattle on CO_2 fluxes. This increase was repeatable from one experiment to another, giving confidence to the $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ estimates based on CO_2 flux measurements. One may wonder about the possible contamination of these results by an indirect grazing impact. Indeed, higher estimates were obtained when comparing confinement day with the day after rather than with the day before. Indirect effect in this case could result from autotrophic respiration reduction through biomass consumption during confinement. This difference was, however, not significant so that it was not possible to conclude definitely on this point.

On average, $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$ obtained from eddy covariance measurements were estimated to be $2.59 \pm 0.58 \text{ kg C LU}^{-1} \text{ d}^{-1}$, i.e. $4.32 \pm 0.97 \text{ g C (kg lw)}^{-1} \text{ d}^{-1}$. This result is site specific and depends on C ingested by cattle at grazing, herbage digestibility, breed of cattle and animal behavior. It is however of the same magnitude as results obtained for other cattle breeds and conditions and using different methods: $2.88\text{--}2.96 \text{ g C (kg lw)}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Pinares-Patiño et al., 2007); $4.64 \text{ g C (kg lw)}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Soussana, 2004); $2.95 \text{ g C (kg lw)}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Jungbluth et al., 2001); $3.43 \pm 0.83 \text{ g C (kg lw)}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Sauvant and Giger-Reverdin, 2009); $4.57 \text{ g C (kg lw)}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Vermorel, 1995).

Considering an average annual stocking rate of 2 LU ha^{-1} , annual livestock CO_2 emissions at site scale amounted to $189 \pm 42 \text{ g C m}^{-2}$.

This represents barely 8% of the annual TER that was estimated at DTO from 12 May 2010 to 12 May 2012 ($2500 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$). In view of this small relative contribution, it is not surprising that direct grazing effect cannot be observed under normal cattle management. As discussed by Jérôme et al. (submitted for publication), TER at DTO was, however, high compared to other grassland sites. It is thus not impossible the relative contribution of livestock CO_2 emissions to TER is larger at other sites.

The method appears reliable to estimate livestock CO_2 emissions in field conditions. Other approaches exist. In particular, the sulfur hexafluoride (SF_6) tracer method (Johnson et al., 1994) has been applied in many studies (Grainger et al., 2007; Lassey, 2007; Pinares-Patiño et al., 2007; McGinn et al., 2006). However, as this method is labor-intensive, the number of animals in a trial is limited to 10–30 (Laubach et al., 2008). In addition, emission estimates at the plot scale needs scaling up, which induces uncertainties (Laubach et al., 2008). The advantage of the confinement experiment is that it is non-intrusive. The grazing animals behave naturally, without the training that is needed in the SF_6 method (Laubach et al., 2008). It also provides a direct estimate that is representative of the whole herd. Finally, it appears to be less labor-intensive than the SF_6 method partly because the CO_2 flux measurements are fully automated and partly because, in our case, the plot is surrounded by two fields belonging to the farmer, allowing rotational grazing and the need for only one person to transfer cattle during the experiment. The method does have, however, some limitations. Livestock CO_2 emissions are only a part of the total flux measured by the eddy covariance system and their contribution could vary with time because the grazing animals are not spread evenly over the field and it is not possible to know how many animals are in the footprint during measurements (Peichl et al., 2012). This problem may be solved by designing adequately the confinement area so that it corresponds as closely as possible

Table 5
Average livestock carbon dioxide emissions ($F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$) obtained from carbon intake measurements made during confinement experiments. See Eqs. (3)–(7) for further details on the component estimation. LU is the livestock unit.

Terms of Eq. (3) ($\text{kg CLU}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	I	II	III	IV
Carbon intake during confinement: C_{intake}	2.44 \pm 0.93	1.03 \pm 1.06	3.31 \pm 1.02	1.28 \pm 1.24
Carbon exported as meat: F_{product}	0.06 \pm 0.01	0.06 \pm 0.00	0.06 \pm 0.01	0.07 \pm 0.01
Carbon lost through methane emissions: $F_{\text{CH}_4\text{-C}}$	0.09 \pm 0.03	0.04 \pm 0.04	0.12 \pm 0.04	0.05 \pm 0.04
Livestock carbon dioxide emissions: $F_{\text{CO}_2, \text{livestock}}$	1.67 \pm 0.69	0.67 \pm 0.75	2.28 \pm 0.79	0.84 \pm 0.92
Terms of Eq. (5) (kg DM ha^{-1})	I	II	III	IV
Herbage mass in the field before confinement: HM_t	942 \pm 45	639 \pm 47	864 \pm 44	615 \pm 47
Herbage mass in the field after confinement: HM_{t+1}	777 \pm 45	574 \pm 48	655 \pm 46	544 \pm 49
Dry matter intake: DMI	166 \pm 63	65 \pm 67	209 \pm 64	71 \pm 68

to the footprint area. In this study, when the two surfaces matched, a good repeatability of $F_{CO_2, \text{livestock}}$ estimates was indeed observed. Another uncertainty concerns the herd behavior: we made the hypothesis that it was not modified under high stocking rate but this is of course not possible to verify. Extrapolation of the results at an annual scale could also be uncertain as the measurements were obtained at one-off moments, corresponding to given climatic conditions and grass development stages. Consequently, an uncertainty remains as the response of cattle respiration to these variables is not known. Our results showed however no significant difference between results obtained for experiments II and III, although they reflected quite different degrees of grass availability (Table 4) and climatic conditions (Fig. 3). Finally, some cautions must be taken when implementing the experiment: it needs to be realized over at least two successive days with similar climatic conditions and good footprint. This condition is not always easy to fulfill under changing weather like underwent in Western Europe. In our case, two experiments had to be discarded for this reason. Another caution consists in limiting the confinement to one day in order to limit the indirect grazing impact on grassland respiration and assimilation processes. For those reasons, the experiment could not be reproduced very often during a grazing season.

Despite these shortcomings, the method has been shown to be effective for estimating livestock CO_2 emissions and for distinguishing them from other CO_2 fluxes. This would not have been possible under normal cattle management because the emissions would have been too small and masked by flux responses to climatic factors.

The $F_{CO_2, \text{livestock}}$ estimates based on C intake measurements partly confirmed those based on eddy covariance measurements as they were of the same order of magnitude, although globally lower. The significantly lower values obtained for experiments II and IV, compared to those obtained based on daytime eddy covariance measurements, could be explained by the lower grass availability before these experiments (Table 4). This could be related to the fact that the plot had been grazed the week before these experiments, which was not the case before experiments I and III. In consequence, we recommend the $F_{CO_2, \text{livestock}}$ estimates based on C intake measurements to be interpreted jointly with grazing management before experiment. Finally, as the estimates based on eddy covariance measurements require specific application conditions and have some limitations, as explained above, C intake measurements could be used to quantify livestock contribution to CO_2 fluxes under normal cattle management and for a specific period of interest. In this case, as the grazing duration at the DTO is longer than one day, the grass re-growth under grazing should be taken into account.

5. Conclusions

To our knowledge, this study is the first to quantify the indirect and direct impact of grazing on net CO_2 fluxes measured by eddy covariance. Results showed that grazing intensity indirectly influenced CO_2 fluxes through a significant reduction of the gross primary productivity at light saturation, which was related to the aboveground biomass reduction due to defoliation by grazing. Specific designed confinement experiments provided livestock CO_2 emission estimates that would not be available under normal cattle management. The estimates suggested that livestock CO_2 emissions, when extrapolated to the year, represent only a small part of this grassland total ecosystem respiration. All the results obtained are essential to objectively state the livestock contribution to greenhouse gas balance of livestock production systems and could be used as reference values in regional greenhouse gas inventories.

Finally, they could provide guidance to develop management practices able to mitigate this balance and also to improve sustainability and viability of livestock management system.

Acknowledgments

This research was funded by the Service public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement, Département du Développement, Direction de la Recherche, Belgium. Project no. D31-1235, January 2010 to December 2011. Project no. D31-1278, January 2012 to December 2013.

References

- Allard, V., Soussana, J.F., Falcimagne, R., 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO_2 , N_2O and CH_4) of semi-natural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 47–58.
- Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, Ü., Moncrieff, J., Foken, T., Kowalski, A.S., Martin, P.H., Berbigier, P., Bernhofer, C., Clement, R., Elbers, J., Granier, A., Grünwald, T., Morgenstern, K., Pilegaard, K., Rebmann, C., Snijders, W., Valentini, R., Vesala, T., 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology. *Adv. Ecol. Res.* 30, 113–175.
- Aubinet, M., Chermanne, B., Vandenhaute, M., Longdoz, B., Yernaux, M., Laitat, E., 2001. Long term carbon dioxide exchange above a mixed forest in the Belgian Ardennes. *Agric. For. Meteorol.* 108 (4), 293–315.
- Aubinet, M., Vesala, T., Papale, D., 2012. *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurements and Data Analysis*. Springer Verlag, Dordrecht, Netherlands, 438 p.
- Bahn, M., Knapp, M., Garajova, Z., Pfahring, N., Cernusca, A., 2006. Root respiration in temperate mountain grasslands differing in land use. *Global Change Biol.* 12, 995–1006.
- Cao, G., Tang, Y., Mo, W., Wang, Y., Li, Y., Zhao, X., 2004. Grazing intensity alters soil respiration in an alpine meadow on the Tibetan plateau. *Soil Biol. Biochem.* 36, 237–243.
- Conant, R.T., Paustian, K., Elliott, E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11, 343–355.
- Derner, J.D., Hart, R.D., 2007. Grazing induced modifications to peak standing crop in northern mixed-grass prairie. *Rangeland Ecol. Manage.* 60, 270–276.
- Decruyenaere, V., Lecomte, P., Demarquilly, C., Aufrere, J., Dardenne, P., Stilmant, D., Buldgen, A., 2009. Evaluation of green forage intake and digestibility in ruminants using near infrared reflectance spectroscopy (NIRS): developing a global calibration. *Anim. Feed Sci. Technol.* 148, 138–156.
- Dumas, J.B.A., 1831. Procédés de l'analyse organique. *Ann. Chim. Phys. Paris* 2 47, 198–213.
- Eurostat, 2013. *European Commission Agriculture, Forestry and Fisheries Statistics – 2013 Edition*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 249 pp.
- Falge, E., Anthoni, P., Aubinet, M., Bernhofer, C., Burba, G., Ceulemans, R., Clement, R., Dolman, H., Granier, A., Gross, P., Grünwald, T., Hollinger, D., Jensen, N.O., Katul, G., Keronen, P., Kowalski, A., Lai, C.T., Law, B.E., Meyers, T., Moncrieff, J., Moors, E., Munger, J.W., Pilegaard, K., Rannik, Ü., Rebmann, C., Suyker, A., Tenhunen, J., Tu, K., Verma, S., Vesala, T., Wilson, K., Wofsy, S., Baldocchi, D., Olson, R., 2001. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agric. For. Meteorol.* 107, 43–69.
- Foken, T., Wichura, B., 1996. Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. *Agric. For. Meteorol.* 78, 83–105.
- Foken, T., Aubinet, M., Leuning, R., 2012a. The eddy covariance method. In: *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurements and Data Analysis*. Springer Verlag, Dordrecht, Netherlands, 438 p. 1–20.
- Foken, T., Leuning, R., Oncley, S.R., Mauder, M., Aubinet, M., 2012b. Corrections and data quality control. In: *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurements and Data Analysis*. Springer Verlag, Dordrecht, Netherlands, 438 p. 85–132.
- Ganjegunte, G.K., Vance, G.F., Preston, C.M., Schuman, G.E., Ingram, L.J., Stahl, P.D., Welker, J.M., 2005. Soil organic carbon composition in a northern mixed-grass prairie: effects of grazing. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 1746–1756.
- Grainger, C., Clarke, T., McGinn, S.M., Auld, M.J., Beauchemin, K.A., Hannah, M.C., Waghorn, G.C., Clark, H., Eckard, R.J., 2007. Methane emissions from dairy cows measured using the sulfur hexafluoride (SF_6) tracer and chamber techniques. *J. Dairy Sci.* 90, 2755–2766.
- Hu, Y., Chang, X., Lin, X., Wang, Y., Wang, S., Duan, J., Zhang, Z., Yang, X., Luo, C., Xu, G., Zhao, X., 2010. Effects of warming and grazing on N_2O fluxes in an alpine meadow ecosystem on the Tibetan plateau. *Soil Biol. Biochem.* 42, 944–952.
- IRM, 2011. *Le Climat*. Publication de l'Institut Royal Météorologique (IRM), Belgique.
- Jérôme, E., Beckers, Y., Bodson, B., Heinesch, B., Moureaux, C., Aubinet, M., 2014. Management was the main factor controlling the carbon balance of an intensively grazed grassland in southern Belgium. *Agric. For. Meteorol.* (submitted for publication).
- Johnson, K., Huyler, M., Westberg, H., Lamb, B., Zimmerman, P., 1994. Measurement of methane emissions from ruminant livestock using a SF_6 tracer technique. *Environ. Sci. Technol.* 28, 359–362.

- Jones, S.K., Rees, R.M., Kosmas, D., Ball, B.C., Skiba, U.M., 2006. Carbon sequestration in a temperate grassland; management and climatic controls. *Soil Use and Management*. 22, 132–142.
- Jungbluth, T., Hartung, E., Brose, G., 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60 (1–3), 133–145.
- Lal, R., 2004a. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623–1627.
- Lal, R., 2004b. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22.
- Laubach, J., Kelliher, F.M., Knight, T., Clark, H., Molano, G., Cavanagh, A., 2008. Methane emissions from beef cattle – a comparison of paddock – and animal scale measurements. *Aust. J. Exp. Agric.* 48, 132–137.
- Lassey, K.R., 2007. Livestock methane emission: from the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agric. For. Meteorol.* 142, 120–132.
- LeCain, D.R., Morgan, J.A., Schuman, G.E., Reeder, J.D., Hart, R.H., 2000. Carbon exchange rates in grazed and ungrazed pastures of Wyoming. *J. Range Manage.* 53, 199–206.
- Lin, X., Zhang, Z., Wang, S., Hu, Y., Xu, G., Luo, C., Chang, X., Duan, J., Lin, Q., Xu, B., Wang, Y., Zhao, X., Xie, Z., 2011. Response of ecosystem respiration to warming and grazing during the growing seasons in the alpine meadow on the Tibetan plateau. *Agric. For. Meteorol.* 151, 792–802.
- Lloyd, J., Taylor, J.A., 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Funct. Ecol.* 8, 315–323.
- Luo, C., Xu, G., Chao, Z., Wang, S., Lin, X., Hu, Y., Zhang, Z., Duan, J., Chang, X., Su, A., Li, Y., Zhao, X., Du, M., Tang, Y., Kimball, B., 2010. Effect of warming and grazing on litter mass loss and temperature sensitivity of litter and dung mass loss on the Tibetan plateau. *Global Change Biol.* 16, 1606–1617.
- Macon, B., Sollenberger, L.E., Moore, J.E., Staples, C.R., Fike, J.H., Portier, K.M., 2003. Comparison of three techniques for estimating the forage intake of lactating dairy cows on pasture. *J. Anim. Sci.* 81, 2357–2366.
- Mathot, M., Decruyenaere, V., Stilmant, D., Lambert, R., 2012. Effect of cattle diet and manure storage conditions on carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions from tie-stall barns and stored solid manure. *Agric. Ecosyst. Environ.* 148, 134–144.
- McGinn, S.M., Beauchemin, K.A., Iwaasa, A.D., McAllister, T.A., 2006. Assessment of the sulfur hexafluoride (SF₆) tracer technique for measuring enteric methane emissions from cattle. *J. Environ. Qual.* 35, 1686–1691.
- Owensby, C.E., Ham, J.M., Auen, L.M., 2006. Fluxes of CO₂ from grazed and ungrazed tallgrass prairie. *Rangeland Ecol. Manage.* 59, 111–127.
- Parsons, A.J., Leafé, E.L., Collett, B., Penning, P.D., Lewis, J., 1983. The physiology of grass production under grazing. 2. Photosynthesis, crop growth and animal intake of continuously grazed swards. *J. Appl. Ecol.* 20, 127–139.
- Peeters, A., 2009. Importance, evolution, environmental impact and future challenges of grasslands and grassland-based systems in Europe. *Grassland Science*. 55, 113–125.
- Peichl, M., Carton, O., Kiely, G., 2012. Management and climate effects on carbon dioxide and energy exchanges in a maritime grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 158, 132–146.
- Pinares-Patiño, C.S., D'Hour, P., Jouany, J.P., Martin, C., 2007. Effects of stocking rate on methane and carbon dioxide emissions from grazing cattle. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 30–46.
- Piñeiro, G., Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Jobbágy, E.G., 2010. Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecol. Manage.* 63 (1), 109–119.
- Polley, H.W., Frank, A., Sanabria, J., Phillips, R.L., 2008. Interannual variability in carbon dioxide fluxes and flux-climate relationships on grazed and ungrazed northern mixed-grass prairie. *Global Change Biol.* 14, 1620–1632.
- Raiesi, F., Asadi, E., 2006. Soil microbial activity and litter turnover in native grazed and ungrazed rangelands in a semiarid ecosystem. *Biol. Fertil. Soils* 43, 76–82.
- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Gilmanov, T., Granier, A., Grunwald, T., Havrankova, K., Ilvesniemi, H., Janous, D., Knohl, A., Laurila, T., Lohila, A., Loustau, D., Matteucci, G., Meyers, T., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Pumpanen, J., Rambal, S., Rotenberg, E., Sanz, M., Tenhunen, J., Seufert, G., Vaccari, F., Vesala, T., Yakir, D., Valentini, R., 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biol.* 11, 1424–1439.
- Richardson, A.D., Hollinger, D.Y., 2005. Statistical modeling of ecosystem respiration using eddy covariance data: maximum likelihood parameter estimation, and Monte Carlo simulation of model and parameter uncertainty, applied to three simple models. *Agric. For. Meteorol.* 131, 191–208.
- Richardson, A.D., Hollinger, D.Y., Burba, G.G., Davis, K.J., Flanagan, L.B., Katul, G.G., Munger, J.W., Ricciuto, D.M., Stoy, P.C., Suyker, A.E., Verma, S.B., Wofsy, S.C., 2006. A multi-site analysis of uncertainty in tower-based measurements of carbon and energy fluxes. *Agric. For. Meteorol.* 136, 1–18.
- Rogiers, N., Eugster, W., Furger, M., Siegwolf, R., 2005. Effect of land management on ecosystem carbon fluxes at a subalpine grassland site in the Swiss Alps. *Theor. Appl. Climatol.* 80, 187–203.
- Sauvant, D., Giger-Reverdin, S., 2009. Les variations du bilan carbone des ruminants d'élevage. In: *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*, p. 16.
- Schuman, G.E., Reeder, J.D., Manley, J.T., Hart, R.H., Manley, W.A., 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecol. Appl.* 9, 65–71.
- Shimizu, M., Marutani, S., Desyatkin, A.R., Jin, T., Hata, H., Hatano, R., 2009. The effect of manure application on carbon dynamics and budgets in a managed grassland of Southern Hokkaido, Japan. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 130, 31–40.
- Soussana, 2004. Sources et puits de gaz à effet de serre (CO₂, CH₄, N₂O) en prairie pâturée et stratégies de réduction. Programme gestion des impacts du changement climatique. Rapport final de la seconde tranche du projet.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, NO₂, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture Ecosystems and Environment* 121, 121–134.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C. (2006). *Livestock's long shadows: environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, p. 298.
- 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.
- Vermorel, M., 1995. Productions gazeuses et thermiques résultant des fermentations digestives. In: Jarrige, D.R., Ruckebusch, Y., Demarquilly, C., Farce, M.H., Journet, M. (Eds.), *Nutrition des ruminants domestiques, ingestion et digestion*. Mieux Comprendre (10). INRA Editions, Paris, France, pp. 649–670.
- Welker, J.M., Fahnestock, J.T., Povirk, K., Bilbrough, C., Piper, R., 2004a. Carbon and nitrogen dynamics in a long-term grazed alpine grassland. *Arctic Antarctic Alpine Res.* 36, 10–19.
- Welker, J.M., Fahnestock, J.T., Povirk, K.L., Bilbrough, C.J., Piper, R.E., 2004b. Alpine grassland CO₂ exchange, nitrogen cycling: grazing history effects. *Medicine Bow Range, Wyoming, U.S.A. Arctic Antarctic Alpine Res.* 36, 11–20.
- Zeeman, M.J., Hiller, R., Gilgen, A.K., Michna, P., Pluss, P., Buchmann, N., Eugster, W., 2010. Management and climate impacts on net CO₂ fluxes and carbon budgets of three grasslands along an elevational gradient in Switzerland. *Agricultural and Forest Meteorology*. 150, 519–530.
- Zhou, X., Wan, S.Q., Luo, Y.Q., 2007. Source components and interannual variability of soil CO₂ efflux under experimental warming and clipping in a grassland ecosystem. *Global Change Biol.* 13 (4), 761–775.

Discussion

1 Bilan de carbone

Evaluer de manière pertinente la contribution des systèmes d'élevage aux émissions de GES est un enjeu majeur pour l'ensemble des filières qui en dépendent. Les résultats recensés dans l'**Article 1** montrent l'intérêt d'un raisonnement global, seul à même de repositionner le secteur de l'élevage sur base de sa contribution réelle à l'effet de serre (Dollé et al., 2013). Ces résultats démontrent d'ailleurs l'importance d'établir en premier lieu le bilan de C des prairies en précisant leur potentiel de séquestration de C dans le sol.

La quantité moyenne de C stocké par les prairies permanentes européennes est de l'ordre de $60 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ (Dollé et al., 2013 ; Soussana et al., 2010 ; Schulze et al., 2009). L'**Article 1** et la littérature récente font néanmoins état d'une forte variabilité des bilans de C selon les conditions pédoclimatiques et les modes de gestion. Dollé et al. (2013) insistent d'ailleurs sur le fait que :

- Certaines conditions climatiques, et notamment une plus forte pluviosité combinée à des températures plus douces à l'automne et en hiver, sont favorables au stockage de C (Tallec et al., 2012 ; Klumpp et al., 2011). A l'opposé, des conditions sèches et des vagues de chaleur réduisent la production primaire et entraînent une diminution de la séquestration de C, voire même une inversion du puits en source (Ciais et al., 2005). A long terme, ces effets dépendraient néanmoins du mode de gestion (Klumpp et al., 2011).
- L'apport modéré d'azote (N) sous forme d'engrais ou de déjections accroît la séquestration de C (Klumpp et al., 2009). De même, la présence de légumineuses permet une autorégulation en N et donc le maintien du stock de C (Soussana et al., 2010). Au contraire, une carence en N peut provoquer un déstockage de C car les micro-organismes du sol puisent dans les réserves humiques du sol, de même qu'une sur-fertilisation qui peut moins alimenter en C que la minéralisation.

- Le pâturage permet un meilleur stockage de C que la fauche via un apport direct de matière organique par les déjections et une moindre exportation de C du fait de l'herbe résiduelle (Soussana et al., 2010 ; Soussana et al., 2007). Inversement, la fauche exclusive et fréquente peut conduire à des exportations de C importantes et parfois, à un déstockage (Ammann et al., 2007). D'après Soussana et al. (2010), l'importance du puits de C diminue avec l'intensité d'utilisation de l'herbe, que ça soit au travers de la fauche ou du pâturage.

- L'intensité du pâturage joue également sur les niveaux de stockage, en lien avec l'herbe résiduelle. Les pâturages très ras (intensifs), qui laissent moins d'organes aériens, source de litière puis de C, peuvent engendrer une dégradation du couvert végétal (Jones et Donnelly, 2004). Inversement, les pâturages extensifs laissent davantage d'organes sénescents (Louault et al., 2005), favorable au stockage de C, pour autant que les nutriments ne soient pas limitants (Allard et al., 2007).

Au regard de l'influence des pratiques culturales et des conditions pédoclimatiques sur le bilan de C, Dollé et al. (2013) proposent une classification des flux annuels de C selon une typologie des prairies rencontrées en France. Deux critères sont retenus :

1. Le niveau de fertilité des sols en lien avec le niveau de fertilisation, la production de fourrage et les conditions pédoclimatiques.
2. Le degré de défoliation (prairie pâturée/prairie fauchée) et de dégradation du couvert lors du pâturage.

Selon ces critères, trois niveaux de stockage de C des prairies permanentes sont déterminés (Figure 4).

Enfin, vu la variabilité observée des bilans de C, l'**Article 1** justifie l'importance d'établir les bilans de C sur le long terme et sur d'autres sites afin d'obtenir des résultats robustes et intégrant la variabilité interannuelle.

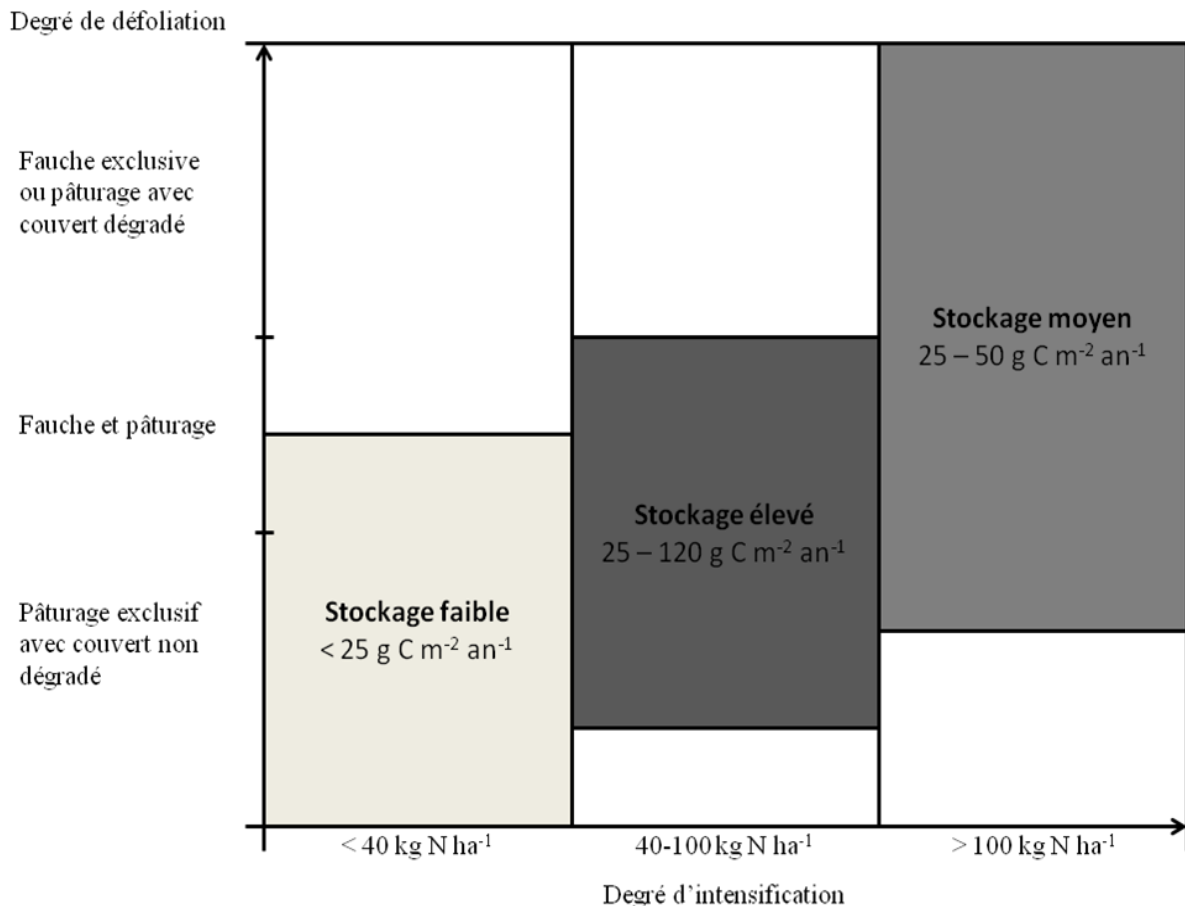


Figure 4 : Stockage de carbone (C) des prairies permanentes selon les pratiques culturales (d'après Dollé et al., 2013).

Dans ce contexte, il convient de s'interroger sur le cas de la Région wallonne et du système de production bovins à viande allaitant qui y est développé : les prairies permanentes sur lesquelles sont basées nos systèmes d'élevage stockent-elles aussi du C dans le sol ? Quelle est l'influence des conditions climatiques et des pratiques culturales sur ce bilan ? Ces questions sont développées dans l'**Article 2**.

L'**Article 2** étudie les variations du stock de C du sol de l'observatoire terrestre de Dorinne en réalisant le bilan des flux de C échangés à l'échelle de la parcelle. Cette approche nécessite de prendre en compte non seulement les flux de C échangés entre l'écosystème et l'atmosphère (F_{CO_2} , F_{CH_4-C}) mais également les flux de C organique aux frontières de la parcelle (F_{manure} , F_{import} , $F_{harvest}$, $F_{product}$, F_{leach}). Contrairement à celle basée sur l'analyse des variations du contenu en C du sol (Meersmans et

al., 2011), elle fournit une résolution temporelle élevée et les changements du stock de C du sol sont détectés d'une année à l'autre (Soussana et al., 2010). Egalement, elle permet d'étudier la variabilité des différents termes du bilan selon les conditions climatiques et/ou les modes de gestion (Soussana et al., 2010).

Les études menées ces dernières années analysant le contenu en C dans les sols des prairies wallonnes montrent que leur stock diminue de $50 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ depuis 1990 (Lettens et al., 2005a ; Lettens et al., 2005b). Cette diminution s'explique par l'intensification des pratiques de gestion. Contrairement à ces résultats, ceux obtenus par la méthode du bilan ne montrent aucune évolution significative du contenu en C du sol pour les trois années étudiées bien que la gestion, qualifiée d'intensive d'un point de vue du pâturage et de la fertilisation, soit le principal facteur influençant le bilan (**Article 2**). Il serait intéressant de déduire le stock de C de la parcelle des mesures des teneurs en C organique du sol réalisées² et de voir son évolution dans le temps. Cela permettrait de corroborer les résultats obtenus par la méthode du bilan. Néanmoins, pour pouvoir détecter une variation significative du stock, des mesures à plus long terme seraient probablement nécessaires. La détermination du stock de C de la parcelle permettrait également de justifier le fait que celle-ci présente des valeurs de TER et de GPP assez élevées.

En se référant à la Figure 4, le niveau de stockage de la parcelle devrait théoriquement se situer en moyenne entre 25 et $50 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, niveau qualifié de faible à moyen (Dollé et al., 2013). Cela n'est pas confirmé par les résultats de l'**Article 2** puisque le bilan de C est en moyenne neutre pour les trois années étudiées. Il est important néanmoins de remarquer que la variabilité interannuelle du bilan est grande et que la troisième année, le site se comporte comme un puits de l'ordre de 50 g C m^{-2} . Pour cette année, le niveau de stockage de C est donc en accord avec les estimations de Dollé et al. (2013) et peut être qualifié de faible à moyen.

² Résultats non présentés : les teneurs en C organique du sol de la parcelle sont en moyenne de 3.3 g/100 g en surface et de 2.0 g/100 g dans la couche 10-20 cm.

Ce niveau de stockage plus faible peut s'expliquer par des différences de conditions pédoclimatiques et de pratiques culturales. Notamment, l'**Article 2** avance que les conditions de sécheresse durant l'été 2010 et le printemps 2011 ont probablement diminué le stockage de C de la parcelle. l'**Article 2** met également en évidence un impact significatif de la fertilisation sur la respiration totale de l'écosystème les deux premières années. Aussi, le pâturage intensif appliqué a probablement pu diminuer le stockage de C dans le sol. En effet, 90% de la biomasse aérienne produite par la prairie est ingérée par le bétail. Si aucune influence significative du pâturage n'est démontrée dans l'**Article 2**, les résultats de l'**Article 3** montrent une diminution significative de l'assimilation de la prairie avec l'intensité du pâturage. L'influence des conditions climatiques et des pratiques culturales est discutée plus en détail aux chapitres 2 et 3, respectivement.

Le niveau de stockage plus faible par rapport à ceux présentés dans la littérature pourrait aussi provenir du fait que, contrairement à cette étude, tous les termes ne sont pas forcément pris en compte lors de l'établissement du bilan (voir Equation 2, **Article 1**). L'**Article 1** souligne d'ailleurs que seul un nombre limité d'études ont établi un bilan de C complet à l'échelle de prairies pâturées. Pourtant, les résultats de l'**Article 2** montrent que les autres termes que F_{CO_2} sont significatifs dans le bilan. Une attention particulière doit donc être accordée à leur estimation.

1.1 Conséquences du bilan de carbone sur le bilan de gaz à effet de serre

Le potentiel de séquestration de C dans le sol des écosystèmes prairiaux leur permet de jouer un rôle important dans l'atténuation des émissions de GES des systèmes d'élevage (**Article 1**). Lal (2004) estiment en effet la séquestration des prairies permanentes entre 0.01 et 0.3 Gt C par an, ce qui pourrait compenser jusqu'à 4% des émissions globales de GES (Soussana et al., 2010). De récentes études françaises ont aussi montré que, selon la part d'herbe, le stockage de C par les prairies et les haies permet une compensation comprise entre 24 et 53% des émissions de GES en système allaitant (Gac et al., 2010). Le fait que la parcelle de Dorinne soit neutre d'un point de vue C signifie que, telle que gérée actuellement et tenant compte des conditions climatiques rencontrées durant les trois années

étudiées, les émissions de GES liées au pâturage (CH_4) et à la fertilisation (N_2O) ne sont pas compensées par un stockage de C dans le sol. La prairie est donc une source de GES dans l'atmosphère.

Au vu de son poids dans le bilan de C, l'estimation des émissions de CH_4 par le bétail à partir de la quantité de matière sèche ingérée est pertinente. De fait, ce terme représente en moyenne 10.40 ± 0.29 g C m^{-2} an^{-1} . Considérant une charge en bétail moyenne de 2.1 UGB ha^{-1} an^{-1} , les émissions s'élèvent à 66.22 ± 1.83 kg CH_4 UGB $^{-1}$ an^{-1} , valeur moyenne légèrement supérieure à celle renseignée par le GIEC (IPCC, 2007) (57 kg CH_4 UGB $^{-1}$ an^{-1}). Cependant, si l'objectif est d'établir le bilan de GES complet de la parcelle, des mesures plus précises à l'échelle de l'écosystème doivent être envisagées. Depuis juin 2012, ils sont d'ailleurs mesurés par covariance de turbulence sur la parcelle de Dorinne. Les premiers résultats permettent d'estimer les émissions à 53.4 kg CH_4 UGB $^{-1}$ an^{-1} (Dumortier, communication personnelle). Si les ordres de grandeurs sont semblables, l'estimation des émissions à partir de l'ingéré est de nouveau légèrement supérieure. Moins précise, cette méthode peut néanmoins servir à corroborer les résultats obtenus à partir des mesures par covariance de turbulence.

Si les apports de fertilisants sous forme de compost (F_{manure}) sont positifs d'un point de vue du bilan de C (diminution de la source ou augmentation du puits), il ne faut pas oublier qu'ils induisent aussi des émissions de N_2O . Ce GES ayant un pouvoir de réchauffement global 298 fois supérieur à celui du CO_2 , il participe aussi significativement aux émissions de GES de la parcelle.

2 Effets du climat et des pratiques culturales

2.1 Effets sur les flux de dioxyde de carbone

L'analyse des résultats de l'**Article 2** ne met en évidence aucune influence significative des principales variables climatiques sur la variabilité du flux net de CO_2 , que ce soit à l'échelle saisonnière ou annuelle. Cela suggère que les effets des conditions climatiques sont masqués par les effets de la gestion par l'agriculteur. Notamment, la fertilisation est le principal facteur contrôlant la TER.

Cela n'exclut cependant pas le fait que la faible source de CO₂ observée en moyenne puisse aussi être le résultat des conditions climatiques particulières rencontrées durant les trois années de mesures : notamment, des vagues de sécheresse ont été observées durant l'été 2010 et le printemps 2011 et le total des précipitations est inférieur à la normale pour les trois années étudiées, ce qui a pu aussi entraîner une diminution de la séquestration de C (Dollé et al., 2013). Pour étudier l'impact des épisodes de sécheresse, l'évolution saisonnière du flux net de CO₂ pendant ces périodes a été analysée (**Article 2**). Aucune influence significative n'a été mise en évidence, ce qui est en adéquation avec le fait les anomalies mensuelles de F_{CO2} ne sont pas corrélées à celles de l'humidité du sol pour les trois années étudiées (**Article 2**). Toujours dans la même optique, les réponses des anomalies mensuelles de la TER ou de la GPP à celles des principales variables climatiques ont été testées. Aucune n'était significative (**Article 2**). Des relations à court terme entre les mesures de la respiration de l'écosystème et la température et/ou l'humidité du sol ont aussi été analysées mais n'ont pas donné de résultats significatifs (résultats non présentés). Egalement, lors de l'étude de l'impact indirect du pâturage sur la respiration de l'écosystème dans l'**Article 3**, les valeurs de R_{d,10} ont été normalisées pour être indépendantes de l'humidité (résultats non présentés). Se défaire de l'influence de l'humidité du sol n'a pas modifié significativement la réponse de ΔR_{d,10} à l'intensité du pâturage (résultats non présentés). Cela suggère que l'humidité ne joue pas un rôle significatif à long terme sur la respiration de l'écosystème et corrobore donc les analyses de l'**Article 2**. Enfin, cela justifie l'utilisation d'une simple réponse du flux de nuit à la température du sol pour l'évaluation des données de nuit manquantes et la discrimination du flux net. Finalement, des mesures à long terme permettraient probablement d'analyser les échanges pour des conditions climatiques plus contrastées (par exemple, une année de mesure où le total des précipitations est supérieur ou égal à la normale) et permettrait peut-être de conclure quant à une influence significative des conditions climatiques sur les flux de CO₂.

2.2 Effets sur les autres termes du bilan de carbone

Les autres termes que F_{CO_2} sont significatifs dans le bilan de C de la parcelle (la différence entre F_{CO_2} et la NBP est en moyenne de $49 \pm 35 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$). Ce sont surtout la fertilisation et la complémentation qui ont une influence significative.

Tout comme la fertilisation de la parcelle, la complémentation du bétail au pâturage dépend de la gestion par l'agriculteur, elle-même dictée par les conditions climatiques. Notamment, l'agriculteur complémente pendant une sécheresse, selon la période à laquelle celle-ci a lieu (été *vs* printemps) et le type d'animaux présents sur la parcelle (génisses *vs* vaches adultes). S'il n'a pas été possible de mettre en évidence un impact significatif des conditions sèches sur les échanges de CO_2 , ces dernières ont eu, au final, un impact significatif sur le bilan de C, via la gestion par complémentation. Cette gestion est positive d'un point de vue du bilan de C (diminution de la source ou augmentation du puits). Il faut néanmoins garder à l'esprit que la production de ces apports génère forcément des émissions de GES en amont qui n'entrent pas en compte dans le bilan de la parcelle.

3 Gestion du pâturage

Dans l'optique de développer des pratiques de gestion permettant d'améliorer le bilan de C de la parcelle, une meilleure compréhension du rôle du pâturage est indispensable. En effet, le pâturage affecte une large gamme de procédés et propriétés écologiques et biogéochimiques incluant notamment : la composition de la flore de la prairie, les propriétés physiques du sol, le contenu en C et N du sol et l'amplitude des échanges de C et de CO_2 . Cela peut au final influencer le stockage de C dans le sol. Les effets du pâturage sont néanmoins encore trop peu connus : selon la gestion, le pâturage peut augmenter, diminuer ou ne pas avoir d'effet du tout sur le stockage, ce qui suggère que les mécanismes par lesquels il influence l'accumulation de C dans le sol peuvent être complexes.

Dans ce contexte et à l'heure où le bétail est régulièrement pointé du doigt pour sa contribution significative aux émissions globales de GES, il convient de s'interroger sur l'impact réel du pâturage

sur le bilan de C et sur les échanges de CO₂. Comment le pâturage, tel que réalisé actuellement sur la parcelle de l'observatoire terrestre de Dorinne, influence-t-il l'assimilation et la respiration totale de l'écosystème ? Quelle est la part réelle des émissions de CO₂ du bétail dans la respiration totale de l'écosystème ? Contribuent-elles significativement au bilan ? Ces questions sont abordées dans l'**Article 2** et développées en détail dans l'**Article 3**.

Que ce soit à l'échelle saisonnière ou annuelle, les résultats de l'**Article 2** ne montrent pas d'impact significatif du pâturage sur les flux de CO₂ : les effets sont masqués par la réponse des flux aux conditions environnementales, ce qui complique l'analyse. De plus, la gestion du pâturage par l'agriculteur dépendant essentiellement de la disponibilité en herbe dictée elle-même par les conditions climatiques, le chargement et la durée diffèrent à chaque fois. Si cela a l'avantage d'être représentatif des conditions réelles de conduite du système d'élevage, cela rend la comparaison entre les périodes de pâturage difficile.

Une première évaluation de l'influence du pâturage, basée sur l'estimation du bilan de C des bovins, est néanmoins développée dans l'**Article 2**. En moyenne sur les trois années de mesures, le bétail ingère 90% de la biomasse sèche au dessus du sol. Le pâturage rotatif appliqué par l'agriculteur valorise donc au maximum la production d'herbe de la parcelle. Sur la quantité totale de C ingéré (herbe + compléments), la majeure partie est rejetée sous forme de CO₂ à travers le processus de respiration des bovins (76%) ou retournent au sol sous forme d'excrétions (20%). Seul un faible pourcentage est réémis sous forme de CH₄ (3%) ou stocké dans le corps de l'animal (1%). Sur base de ce bilan, on comprend que le bétail peut influencer les flux de CO₂ de manière indirecte et directe. L'effet indirect résulte de la consommation de biomasse, des excréments et de la compaction du sol par le bétail qui modifient l'assimilation et la respiration de l'écosystème. L'effet direct résulte des émissions de CO₂ du bétail liées à leur respiration qui s'ajoutent à la TER. L'approche bilan permet de quantifier l'impact direct mais pas l'impact indirect. Les émissions de CO₂ du bétail représentent à peine 10% de la TER en moyenne, considérant que les animaux sont répartis aléatoirement sur la parcelle à tout moment de telle sorte que leurs émissions sont intégrées par le système de covariance

de turbulence. Sachant qu'une telle distribution ne se rencontre jamais dans la réalité, l'estimation de la contribution des émissions directes à la TER par cette méthode est donc entachée d'incertitudes.

Pour quantifier de manière robuste ces impacts à partir des mesures de covariance de turbulence, il faut un traitement des données et une analyse spécifique (**Article 3**).

La méthode utilisée pour évaluer l'impact indirect est intéressante car elle permet de se défaire de l'influence des principales variables conductrices des flux, à savoir le rayonnement pour l'assimilation et la température pour la respiration de l'écosystème. Elle ne permet cependant pas de séparer l'influence de la durée du pâturage du taux de chargement instantané. Pour étudier ces effets séparément tout en étant indépendant des conditions climatiques, une comparaison des flux mesurés sur deux parcelles adjacentes soumises à un mode de gestion différencié est requise. La méthode d'analyse développée dans l'**Article 3** permet également de se défaire de l'effet direct du pâturage sur les flux de CO₂. Cela suppose néanmoins que le chargement en début et en fin de période de pâturage est le même, ce qui n'est pas forcément le cas. Également, cela suppose qu'à ces moments, le même nombre de bovins se situent dans la zone d'influence du dispositif de covariance de turbulence pendant les mesures, ce qui est peu probable. Au vu de la contribution des émissions de CO₂ du bétail à la TER, il est néanmoins raisonnable de supposer que l'effet direct n'a pas d'impact sur les résultats obtenus.

L'intensité du pâturage influence significativement l'assimilation de la prairie. En effet, lors des périodes de pâturage, GPP_{max} diminue : la défoliation réduit la biomasse au dessus du sol et entraîne une diminution de l'assimilation des plantes. Au contraire, entre les périodes de pâturage, GPP_{max} augmente : l'assimilation de la prairie reprend en l'absence de bétail. Il serait intéressant de pouvoir suivre l'indice foliaire durant la saison de végétation. En effet, ces mesures permettraient de déterminer si la repousse entre les périodes de pâturage est simplement due au fait que le bétail n'est pas présent sur la parcelle ou au fait que les jeunes feuilles après défoliation tendent à être plus actives physiologiquement que les vieilles. Si une comparaison des flux mesurés sur deux parcelles adjacentes soumises à un mode de gestion différencié est envisagée, ces mesures seraient intéressantes pour

comprendre l'évolution de l'assimilation des parcelles selon le mode de pâturage. Les résultats de l'**Article 1** montrent qu'à l'échelle annuelle, les valeurs de la GPP sont liées à l'intensité de la fertilisation et également à celle du pâturage. Une intensité de pâturage plus forte entraînerait une réduction de la GPP, suite à la réduction de la biomasse au dessus du sol. Cette hypothèse est en accord avec le fait que les anomalies de la GPP sont fortement corrélées à celle de l'ANPP et également avec les résultats obtenus dans l'**Article 2**.

L'intensité du pâturage n'a pas d'influence significative sur la respiration de la prairie. Les effets du pâturage sur les processus de respiration sont probablement masqués par d'autres facteurs. Les résultats de l'**Article 1** suggèrent d'ailleurs que la fertilisation est le principal facteur contrôlant la TER à l'échelle annuelle. Egalement, le pâturage induit probablement des effets antagonistes sur les différentes composantes de la respiration totale de l'écosystème. Les résultats de l'expérience de confinement suggèrent qu'à court terme, la respiration autotrophe aérienne diminue suite à la réduction de la biomasse au dessus du sol par le bétail. Ces résultats sont en accord avec les analyses de la diminution de ΔGPP_{max} avec l'intensité du pâturage. A long terme cependant, d'autres effets interviennent si bien qu'aucune évolution significative de la TER avec l'intensité du pâturage n'est observée. La discrimination des différentes composantes de la TER serait intéressante, mais nécessiterait des mesures complémentaires à celles réalisées par covariance de turbulence. Cette discrimination serait d'autant plus pertinente que les résultats de l'**Article 1** montrent que c'est principalement la TER qui contrôle la variabilité interannuelle des flux de CO_2 .

L'expérience de confinement permet, pour la première fois, d'estimer de manière robuste les émissions de CO_2 du bétail à partir des mesures de covariance de turbulence. Cette technique originale objective la contribution du bétail aux émissions totales de CO_2 de la parcelle : le bétail n'a qu'une influence mineure. En extrapolant la valeur moyenne de $F_{CO_2, livestock}$ de $2.59 \pm 0.58 \text{ kg C UGB}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ obtenue, considérant un chargement moyen de $2.1 \text{ UGB ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, les émissions annuelles directes de CO_2 du bétail sont estimées à $197 \pm 44 \text{ g C m}^{-2}$. Cette valeur moyenne confirme celle obtenue lors de l'analyse du bilan de C des bovins dans l'**Article 1**. Les expériences de confinement ne pouvant pas

être conduites sur le long terme, l'approche bilan est finalement retenue. Cela se justifie d'autant plus que les émissions directes de CO₂ du bétail ne contribuent pas significativement aux émissions totales de CO₂.

Il serait peut être intéressant de développer aussi une autre approche. En effet, depuis juin 2012, les flux de CH₄ sont mesurés par covariance de turbulence sur le site. Le projet ambitionne de géo-localiser le bétail dans la parcelle afin de pouvoir relier le flux au nombre de bovins présents dans la zone d'influence du dispositif pour chaque demi-heure de mesure. Les méthodologies d'analyse et de traitement développées pour le CH₄ pourraient facilement s'appliquer au CO₂. Cela permettrait alors d'obtenir la contribution précise des émissions de CO₂ du bétail à la TER pour chaque demi-heure de mesure et de voir son évolution au cours de l'année. Les résultats pourraient d'une part être comparés à ceux obtenus par la méthode du bilan de C ou par les expériences de confinement. D'autre part, ils pourraient être utilisés pour étudier plus précisément la réponse de la TER aux variables climatiques tout en se défaisant de l'influence exacte des émissions de CO₂ du bétail, et ce, pour chaque demi-heure de mesure. Cela permettrait peut être d'observer une réponse significative de la TER aux variables climatiques ce qui serait d'autant plus intéressant que c'est principalement la TER qui contrôle la variabilité des flux de CO₂ à l'échelle saisonnière et annuelle (**Article 2**).

3.1 Gestion du pâturage pendant les épisodes de sécheresse

Durant l'été 2010 et au printemps 2011, voyant la sécheresse se prolonger, l'agriculteur a retiré le bétail de la parcelle pendant presque un mois entier (**Article 2**). Au printemps 2011, période de croissance active de la prairie, cette gestion a probablement permis à la prairie de se comporter comme un puits de CO₂ malgré la sécheresse et l'agriculteur n'a pas dû compléter les vaches lorsqu'elles étaient sur la parcelle. A l'opposé, cette gestion durant l'été 2010 n'a pas empêché la prairie de se comporter comme une source de CO₂. L'agriculteur a dû également continuer à compléter le bétail, ce qui s'explique aussi par le fait que c'était des génisses qui pâturaient la prairie cette année-là. Finalement, le pâturage rotatif de type long pratiqué par l'agriculteur lui permet non seulement

d'exploiter au maximum la biomasse au-dessus du sol produite par la parcelle mais également de pouvoir laisser l'herbe repousser durant des périodes plus longues entre deux périodes de pâturage, ce qui peut s'avérer intéressant lorsqu'une période de sécheresse se prolonge.

Conclusions et perspectives d'amélioration du bilan de carbone

Cette thèse étudie le bilan de C d'une prairie pâturée en Région wallonne et analyse plus spécifiquement l'impact des conditions climatiques et de la gestion du pâturage sur ce bilan. C'est la première étude de ce type réalisée dans notre région.

La question est de savoir si le stockage de C dans le sol des prairies wallonnes peut constituer une voie d'atténuation des émissions de GES. Précisément, il s'agit de déterminer si les émissions de N₂O liées à la fertilisation de la parcelle et celles de CH₄ liées au pâturage par les bovins sont oui ou non compensées par un stockage de C dans le sol. Pratiquement, le bilan de C de l'observatoire terrestre de Dorinne est établi et analysé pour une période de trois ans.

Les résultats montrent que la parcelle est neutre en moyenne d'un point de vue du bilan de C (**Article 2**). Aucun impact significatif des conditions climatiques sur la variabilité saisonnière et annuelle des flux de CO₂ n'est mis en évidence. Néanmoins, les conditions climatiques (sécheresse) influencent indirectement la gestion par l'agriculteur (complémentation) et donc le bilan de C. Egalement, la fertilisation influence significativement la respiration totale de l'écosystème et le bilan de C. A l'échelle saisonnière et annuelle, aucun impact du pâturage sur les flux de CO₂ n'est mis en évidence car ils sont probablement masqués par la réponse des flux aux variables environnementales et varient avec le chargement et la durée du pâturage. La quantification précise de ces impacts nécessite un traitement des données et une analyse spécifique (**Article 3**). Les résultats montrent que le pâturage rotatif mis en œuvre par l'agriculteur peut influencer indirectement les flux de CO₂. En effet, l'intensité du pâturage diminue significativement la capacité photosynthétique de la prairie. Néanmoins, aucune influence sur la respiration totale de l'écosystème n'est démontrée. Les émissions directes de CO₂ du bétail sont également quantifiées. Extrapolées à l'échelle annuelle, elles représentent à peine 10% de la respiration totale de l'écosystème. La contribution du bétail aux échanges de CO₂ de l'écosystème prairial est objectivée.

Concrètement, les résultats du bilan de C signifient que pour cette parcelle et les trois années étudiées, les émissions de N₂O liées à la fertilisation et de CH₄ entérique par le bétail ne sont pas compensées par un stockage de C dans le sol. La parcelle est donc une source significative de GES dans l'atmosphère. Au vu de l'analyse des résultats du bilan C et sachant que les émissions de N₂O et de CH₄ dépendent essentiellement de la gestion par l'agriculteur, nous pouvons conclure que la gestion est le principal facteur influençant les flux de GES de l'observatoire terrestre de Dorinne.

Le fait que le bilan de C de la parcelle soit neutre et que la gestion soit le principal facteur l'influçant ne signifie cependant pas que l'agriculteur doit remettre en cause son mode de gestion. Cela montrerait plutôt qu'une amélioration du stockage de C dans le sol est compatible avec une gestion intensive alors que, selon la littérature, le stock de C des prairies en Région wallonne ne cesse de diminuer depuis dix ans du fait de l'intensification des pratiques culturales (Lettens et al., 2005a ; Lettens et al., 2005b). Egalement, même si un risque de déstockage de C existe, c'est ce mode de gestion intensif qui permet à l'agriculteur d'exploiter au maximum la production d'herbe de la prairie. Un compromis doit donc être trouvé par l'agriculteur entre sa volonté d'exploiter au maximum la prairie pour le pâturage et sa volonté d'améliorer le stockage de C pour atténuer les émissions de GES. Aussi, si la prairie était moins (voire pas du tout) pâturée durant la saison de végétation, elle devrait être fauchée et les produits conservés de cette fauche seraient alors distribués au bétail à l'étable. Cela signifie que les GES, plutôt que d'être émis à l'échelle de la parcelle, seraient émis à l'étable. De plus, il est admis que les prairies fauchées ne sont pas forcément plus efficaces que les prairies pâturées d'un point de vue stockage de C et limitation des émissions de GES (Dollé et al., 2013 ; Soussana et al., 2010). Enfin, si la parcelle n'était pas fertilisée par du compost provenant de l'exploitation elle-même (pratique de gestion probablement responsable de l'augmentation de la respiration totale de l'écosystème les deux premières années), le stockage des déjections générerait des émissions de GES à un autre poste et la prairie devrait de toute façon être fertilisée par des fertilisants minéraux qui induiraient également des émissions de N₂O. Ces analyses montrent qu'une approche globale, estimant l'ensemble des flux entrant en compte dans le bilan global de l'exploitation est indispensable.

Au vu de l'analyse des résultats obtenus, l'une des voies d'amélioration du stockage de C par la parcelle serait de diminuer l'intensité du pâturage. En effet, la productivité primaire diminue significativement avec l'intensité du pâturage alors que qu'aucun impact significatif sur la respiration totale de l'écosystème n'est observé. Pour déterminer un mode de pâturage favorable au stockage de C, l'analyse des flux de deux parcelles soumises à deux modes de gestion différenciés est pertinente. De ce fait, une étude de ce type a été initiée au printemps 2014. Sur une parcelle adjacente à la parcelle étudiée dans le cadre de cette thèse, un pâturage tournant est réalisé. Il consiste à diviser la surface à exploiter en un nombre de parcelles faisant l'objet d'une succession de périodes de pâturage et de repousse. A la différence du système continu ou pseudo-continu, la période de pâturage de chaque parcelle est limitée à 2 ou 3 jours grâce à l'utilisation d'une charge animale élevée par unité de surface (10 à 30 UGB ha⁻¹). Ce mode de gestion est très courant en système laitier. Classiquement, l'entrée des animaux sur la parcelle se réalise lorsque le couvert végétal à une hauteur comprise entre 10 et 15 cm. La sortie des animaux s'opère lorsque la hauteur d'herbe est proche de 5 cm. Chaque système possède ses avantages et inconvénients. Globalement, une bonne gestion du pâturage tournant permet de mieux exprimer le potentiel de production de la prairie et de l'exploiter de manière optimale. A l'inverse, le pâturage permanent peut provoquer un surpâturage de certaines zones et un sous-pâturage d'autres zones. Pour que cette étude soit la plus pertinente possible, l'idéal serait que le bilan de GES complet à l'échelle des deux parcelles puisse aussi être établi, afin de vérifier qu'une modification de la conduite du pâturage n'induit pas des émissions supplémentaires de N₂O et de CH₄.

Références

Aubinet M., Grelle A., Ibrom A., Rannik Ü., Moncrieff J., Foken T., Kowalski A.S., Martin P.H., Berbigier P., Bernhofer C., Clement R., Elbers J., Granier A., Grünwald T., Morgenstern K., Pilegaard K., Rebmann C., Snijders W., Valentini R., Vesala T. (2000). Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: The EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research*. 30, 113-175.

Aubinet M., Chermanne B., Vandenhoute M., Longdoz B., Yernaux M., Laitat E. (2001). Long term carbon dioxide exchange above a mixed forest in the Belgian Ardennes. *Agricultural and Forest Meteorology*. 108(4), 293-315.

Aubinet M., Heinesch B., Longdoz B. (2002). Estimation of the carbon sequestration by a heterogeneous forest: night flux corrections, heterogeneity of the site and inter annual variability. *Global Change Biology*. 8, 1053-1071.

Aubinet M., Vesala T., Papale D. (2012a). *Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis*. Springer Verlag, Dordrecht, Netherlands. 438 p.

Aubinet M., Feigenwinter C., Heinesch B., Laffineur Q., Papale D., Reichstein M., Rinne J., Van Gorsel E. (2012b). Nighttime Flux correction. *Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis*. Springer Verlag, Dordrecht, Netherlands. 438 p, 133-158.

Allard V., Soussana J.F., Falcimagne R., Berbigier P., Bonnefond J.M., Ceschia E., D'hour P., Hénault C., Laville P., Martin C., Pinarès-Patino C. (2007). The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 121, 47-58.

Ammann C., Flechard C.R., Leifeld J., Neftel A., Fuhrer J. (2007). The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 121, 5-20.

Ciais P., Reichstein M., Viovy N., Granier A., Oge´e J., Allard V., Aubinet M., Buchmann N., Bernhofer Chr., Carrara A., Chevallier F., De Noblet N., Friend A.D., Friedlingstein P., Grünwald T., Heinesch B., Keronen P., Knohl A., Krinner G., Loustau D., Manca G., Matteucci G., Miglietta F., Ourcival J.M., Papale D., Pilegaard K., Rambal S., Seufert G., Soussana J.F., Sanz M.J., Schulze E.D., Vesala T., Valentini R. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*. 437, 529-533.

Coumou D., Rahmstorf S. (2012). A decade of weather extremes. *Nature Climate Change*. 2, 491-496.

Denmead O.T. (2008). Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant Soil*. 309(5), 5-24.

Devun J., Moreau J.C., Lherm M., Mosnier C. (2013). Variabilité interannuelle des productions fourragères de 2000 à 2011. Analyse par région à partir d'observations en fermes. *Fourrages*. 215, 221-230.

Dollé J.B., Faverdin P., Agabriel J., Sauvant D., Klumpp K (2013). Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production. *Fourrages*. 215, 181-191.

Dumortier P., Degard C., Aubinet M., Beckers Y., Bodson B., Moureaux C. (2012). Evaluation de l'impact climatique de la mesure agro-environnementale n°7 : faible charge en bétail. Rapport d'activités de la convention CLIMAGRO. 58 p.

Edwards G.C., Thurtell G.W., Kidd G.E., Dias G.M., Wagner-Riddle C. (2003). A diode laser based gas monitor suitable for measurement of trace gas exchange using micrometeorological technique. *Agricultural and Forest Meteorology*. 115, 71-89.

Falge E., Anthoni P., Aubinet M., Bernhofer C., Burba G., Ceulemans R., Clement R., Dolman H., Granier A., Gross P., Grünwald T., Hollinger D., Jensen N.O., Katul G., Keronen P., Kowalski A., Lai C.T., Law B.E., Meyers T., Moncrieff J., Moors E., Munger J.W., Pilegaard K., Rannik Ü., Rebmann C., Suyker A., Tenhunen J., Tu K., Verma S., Vesala T., Wilson K., Wofsy S., Baldocchi D., Olson R.

(2001). Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology*. 107, 43-69.

Flechard C.R., Ambus P., Skiba U., Rees R.M., Hensen A., Van den Pol A., Soussana J.F., Jones M., Clifton-Brown J., Raschi A., Horvath L., Van Amstel A., Neftel A., Jocher M., Ammann C., Leifeld J., Fuhrer J., Calanca P., Thalman E., Pilegaard K., Di Marco C., Campbell C., Nemitz E., Hargreaves K.J., Levy P., Ball B.C., Jones S., van de Bulk W.C.M., Groot T., Blom M., Domingues R., Gunnink H., Kasper G., Allard V., Jolivot D., Cellier P., Laville P., Henault C., Bizouard F., Abdalla M., Williams M., Baronti S., Berretti F., Grosz B. (2007). Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 121, 135-152.

Foken T., Aubinet M., Leuning R. (2012). *The Eddy Covariance Method*. Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis. Springer Verlag, Dordrecht, Netherlands. 438 p. 438 p, 1-20.

Gac A., Manneville V., Raison C., Charroin T., Ferrand M. (2010). L'empreinte carbone des élevages d'herbivores : présentation de la méthodologie d'évaluation appliquée à des élevages spécialisés lait et viande. *Rencontres Recherches Ruminants*. 17.

Gilmanov T., Soussana J.F., Aires L., Allard V., Ammann C., Balzarolo M., Barcza Z., Bernhofer C., Campbell C.L., Cernusca A., Cescatti A., Clifton-Brown J., Dirks B.O.M., Dore S., Eugster W., Fuhrer J., Gimeno C., Gruenwald T., Haszpra L., Hensen A., Ibrom A., Jacobs A.F.G., Jones M.B., Lanigan G., Laurila T., Lohila A., Manca G., Marcolla B., Nagy Z., Pilegaard K., Pinter K., Pio C., Raschi A., Rogiers N., Sanz M.J., Stefani P., Sutton M., Tuba Z., Valentini R., Williams M.L., Wohlfahrt G. (2007). Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 121, 93-120.

Goulden M.L., Munger J.W., Fan S.M., Daube B.C., Wofsy S.C. (1996). Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. *Global Change Biology*. 2(3), 169-182.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007) *Climate Change 2007; The Scientific Basis (Contribution of Working Group I to the third assessment report of the IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report (AR5), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.

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.

Klumpp K., Fontaine S., Attard E., Gleixner G., Leroux X., Soussana J.F. (2009). How land use change shifts C-poor, productive ecosystems to C-rich, unproductive ecosystems and vice versa. *Journal of Ecology*. 91, 867-885.

Klumpp K., Tallec T., Guix N., Soussana J.F. (2011a). Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology*. 17, 3534-3545.

Kroon P.S., Hensen A., Jonker H. J.J., Ouwensloot H.G., Vermeulen A.T., Bosveld F.C. (2010). Uncertainties in eddy covariance flux measurements assessed from CH₄ and N₂O observations. *Agricultural and Forest Meteorology*. 150, 806-816.

Lal R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 304, 1623-1627.

Leahy P., Kiely G., Scanlon T.M. (2004). Managed grasslands: A greenhouse gas sink or source?. *Geophysical Research Letters*. 31(20).

- Letpens S., van Orshoven J., van Wesemael B., Muys B., Perrin D. (2005a). Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*. 11, 2128-2140.
- Letpens S., Van Orshoven J., van Wesemael B., De Vos B., Muys B. (2005b). Stocks and fluxes of soils organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. *Geoderma*. 127, 11-23.
- Lobell B., Schlenker W., Costa-Roberts J. (2011). Climate trends and global crop production since 1980. *Science*. 333, 616-620.
- Louault F., Pillar V.D., Aufrère J., Garnier E., Soussana J.F. (2005). Plant traits and function types in response to reduced disturbance in semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*. 16, 151-160.
- Meersmans J., van Wesemael B., Goidts E., van Molle M., De Baets S., De Ridder F. (2011). Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960-2006. *Global Change Biology*. 17, 466-479.
- Moncrieff J.B., Malhi Y., Leuning R. (1996). The propagation of errors in long term measurements of land-atmosphere fluxes of carbon and water. *Global Change Biology*. 2, 231-240.
- Moureaux C., Bodson B., Aubinet M. (2008). Mesure des flux de CO₂ et bilan carboné de grandes cultures : état de la question et méthodologie. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*. 12(3), 303-315.
- Neftel A., Flechard C., Ammann C., Conen F., Emmenegger L., Zeyer K. (2007). Experimental assessment of N₂O background fluxes in grassland systems. *Tellus*. 59B, 470-482.
- Neftel A., Ammann C., Fischer C., Spirig C., Conen F., Emmenegger L., Tuzson B., Wahlen S. (2010). N₂O exchange over managed grassland: Application of a quantum cascade laser spectrometer for micrometeorological flux measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*. 150(6), 775-785.

Rebmann C., Kolle O., Heinesch B., Queck R., Ibrom A., Aubinet M. (2012). Data Acquisition and Flux Calculations. Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis. Springer Verlag, Dordrecht, Netherlands. 438 p, 59-84.

Reichstein M., Falge E., Baldocchi D., Papale D., Aubinet M., Berbigier P., Bernhofer C., Buchmann N., Gilmanov T., Granier A., Grunwald T., Havrankova K., Ilvesniemi H., Janous D., Knohl A., Laurila T., Lohila A., Loustau D., Matteucci G., Meyers T., Miglietta F., Ourcival J.M., Pumpanen J., Rambal S., Rotenberg E., Sanz M., Tenhunen J., Seufert G., Vaccari F., Vesala T., Yakir D., Valentini R. (2005). On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology*. 11, 1424-1439.

Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., F. Chapin S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A. (2009). A safe operating space for human. *Nature*. 461, 472-475.

Schulze E.D., Luysaert S., Ciais P., Freibauer A., Janssens I.A. (2009). Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geosciences* 3(1), 65-65.

Scollan N., Moran D., Kim E.J., Cledwyn T. (2010). The environmental impact of meat production systems. Report to the international meat secretariat.

Skiba U., Drewer J., Tang Y.S., van Dijk N., Helfter C., Nemitz E., Famulari D., Jones S.K., Twigg M., Pihlatie M., Vesala T., Larsen K.S., Carter M.S., Ambus P., Beier C., Hensen A., Frumau A., Erismann J.W., Bruggemann N., Gasche R., Cape J.N., Ibrom A., Butterbach-Bahl K., Neftel A., Spirig C., Horvath L., Freibauer A., Cellier P., Laville P., Loubet B., Bertolini T., Seufert G., Andersson M., Manca G., Laurila T., Aurela M., Zechmeister-Boltenstern S., Kitzler B., Schauffler G., Siemens J., Flechard C., Sutton M.A., Kindler R., Magliulo E., Lohila A. (2009). Biosphere-atmosphere exchange of reactive nitrogen and greenhouse gases at the NitroEurope core flux measurement sites:

Measurement strategy and first data sets. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 133(3-4), 139-149.

Soussana J.F., Laville P., Hénault C., Allard V., Fiorelli J.L., Cellier P. (2006). Bilans de gaz à effet de serre en prairies et cultures : méthodologies et résultats. *Fourrages*. 186, 193-204.

Soussana J.F., Allard V., Pilegaard K., Ambus P., Amman C., Campbell C., Ceschia E., Clifton-Brown J., Czobel S., Domingues R., Flechard C., Fuhrer J., Hensen A., Horvath L., Jones M., Kasper G., Martin C., Nagy Z., Neftel A., Raschi A., Baronti S., Rees R.M., Skiba U., Stefani P., Manca G., Sutton M., Tuba Z., Valentini R. (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 121, 121-134.

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.

Soussana J.F., Fereres E., Long S.P., Mohren F.G., Pandya-Lorch R., Peltonen-Sainio P., Porter J.R., Rosswall T., Von Braun J. (2012). A European science plan to sustainably increase food security under climate change. *Global Change Biology*. 18, 3269-3271.

Soussana J.F. (2013). Prairies et changement climatique. *Fourrages*, 215, 171-180.

Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C. (2006). *Livestock's long shadows: environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, p. 298.

SPW (2014). *Evolution de l'économie agricole et horticole de la Wallonie 2012-2013*. Direction générale opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement. Département de l'Etude du Milieu naturel et agricole. Direction de l'Analyse économique agricole. 151 p.

Tallec T., Klumpp K., Guix N. (2012). Les pratiques agricoles ont-elles plus d'impact que la variabilité climatique sur le potentiel des prairies pâturées à stocker du carbone ? Fourrages. 201, 99-107.

