



Projet D31-1278

Etablissement du bilan de carbone d'une exploitation agricole wallonne pratiquant le système
allaitant : effets du climat et de la gestion du pâturage

Rapport de synthèse

Janvier 2012 – Décembre 2013

Ir. P. Dumortier

Ir. E. Jérôme

Dr. B. Heinesch

Pr. M. Aubinet

Unité de Physique des
Biosystèmes

Pr. B. Bodson

Dr. C. Moureaux

Unité de Phytotechnie des
Régions Tempérées

Pr. Y. Beckers

Unité de Zootechnie

Université de Liège
Gembloux Agro-Bio Tech

1	Introduction	4
1.1	Contexte.....	5
1.2	Flux de gaz à effet de serre à l'échelle d'une prairie pâturée	6
2	L'Observatoire Terrestre de Dorinne	8
2.1	Site d'étude.....	9
2.2	Gestion de la parcelle	9
2.3	Systèmes de mesure.....	11
2.3.1	Système de mesure des flux de dioxyde de carbone.....	11
2.3.2	Système de mesure des flux de méthane	11
2.3.3	Système de covariance de turbulence.....	11
2.3.4	Système de géo-localisation du bétail	11
2.3.5	Station micro-météorologique	13
2.3.6	Systèmes de mesure de la repousse de l'herbe pâturée	13
3	Bilan carbone de l'Observatoire Terrestre de Dorinne.....	14
3.1	Introduction	15
3.2	Matériel et méthodes	16
3.2.1	Flux net de dioxyde de carbone.....	16
3.2.2	Autres composantes de la productivité nette du biome	18
3.2.3	Autres flux de carbone.....	19
3.2.4	Evaluation de l'incertitude	20
3.2.5	Mesures complémentaires	21
3.3	Principaux résultats et discussion.....	23
3.3.1	Conditions climatiques	23
3.3.2	Bilan de carbone	24
4	Impact du pâturage sur les flux de dioxyde de carbone	27
4.1	Introduction	28
4.2	Matériel et méthodes	28
4.2.1	Jeux de données.....	28

4.2.2	Gestion du pâturage.....	28
4.2.3	Impact du pâturage sur les flux de dioxyde de carbone.....	29
4.3	Résultats et discussion.....	31
5	Flux de méthane	37
5.1	Introduction	38
5.2	Matériel et méthodes	38
5.2.1	Mesures et traitement des données.....	38
5.2.2	Géo-localisation.....	39
5.3	Résultats et discussion.....	41
5.3.1	Description générale des flux de méthane.....	41
5.3.2	Flux entérique.....	42
5.3.3	Géo-localisation.....	44
5.3.4	Flux de méthane échangés avec le sol et la végétation.....	46
6	Diffusion des résultats	49
6.1.1	Articles dans des revues scientifiques avec peer reviewing	50
6.1.2	Colloques et congrès scientifiques	50
6.1.3	Rapport de recherche.....	51
6.1.4	Allocutions et communications diverses	51
6.1.5	En cours.....	52
7	Conclusion générale	53
8	Références	56

1 Introduction

1.1 Contexte

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 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. Ces dernières années, plusieurs études ont montré l'importance de considérer conjointement les flux des trois principaux GES (dioxyde de carbone – CO₂, protoxyde d'azote – N₂O, méthane – CH₄) (Soussana et al., 2010 ; Schulze et al., 2009 ; Soussana et al., 2007). De plus, elles ont montré que les bilans de C et de GES des parcelles présentent une grande variabilité, essentiellement liée aux conditions pédoclimatiques et aux modes de gestion. Cette variabilité justifie la nécessité de poursuivre les mesures à l'échelle de la parcelle pendant de nombreuses années de manière à établir des bilans robustes et qui intègrent la variabilité interannuelle. Enfin, ces études ont mis en évidence le besoin 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.

Dans ce contexte, le projet « Etablissement du bilan de carbone d'une exploitation agricole wallonne pratiquant le système allaitant : effets du climat et de la gestion du pâturage » a pour objectif d'établir un inventaire de la contribution nette des systèmes d'élevage en Wallonie aux flux de GES (CO₂, N₂O, CH₄). A long terme, nous étudierons les possibilités de réduction de ces émissions nettes par des adaptations des modes de conduite des systèmes d'élevage en adéquation avec leurs objectifs économiques et sociaux. L'exploitation étudiée est une exploitation agricole du type « naisseur-éleveur ». L'élevage se compose de vaches allaitantes et des veaux non sevrés de l'année de race « Blanc Bleu Belge culard ». Le système d'alimentation se base essentiellement sur la prairie permanente durant la période estivale et les produits conservés de la prairie durant la période hivernale.

Durant la première biennale du projet, nous avons focalisé les recherches sur le système prairial et les flux de carbone. Nous avons développé une méthodologie complète d'établissement du bilan à l'échelle d'une prairie pâturée de l'exploitation. L'ensemble des activités réalisées et des résultats est présenté dans le rapport de synthèse du projet D31-1235.

Ce rapport constitue l'état d'avancement du projet au terme de la deuxième biennale. Durant ces deux années, nous avons notamment :

- poursuivi les mesures et l'analyse des différents flux de carbone à l'échelle de la parcelle d'étude.
- mis en place une expérience inédite afin d'étudier l'impact du pâturage sur les flux de CO₂ échangés à l'échelle de cette même parcelle.
- mis au point au laboratoire et en œuvre sur le terrain un système complet de mesure des flux de CH₄ par covariance de turbulence à l'échelle de la parcelle.
- consacré un temps important à la diffusion des résultats des recherches (articles scientifiques, article de vulgarisation, présentations orales, présentations de posters).

1.2 Flux de gaz à effet de serre à l'échelle d'une prairie pâturée

Ce chapitre est tiré d'un article bibliographique publié dans le cadre du projet : 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.

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 : *i*) le CO₂ échangé avec le sol et la végétation, *ii*) le N₂O et *iii*) le CH₄, 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 (Net Greenhouse Gases, NGHG, g CO₂ équivalents m⁻² an⁻¹) d'un écosystème prairial s'écrit (GIEC, 2007) :

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

Où k_{CO_2} est le rapport des masses molaires du CO₂ et du carbone (44/12g CO₂-C) ; $F_{\text{N}_2\text{O}}$ est le flux de N₂O (g N₂O m⁻² an⁻¹) ; F_{CH_4} est le flux de CH₄ (g CH₄ m⁻² an⁻¹). La NBP est la productivité nette du biome (Net Biome Productivity, g C m⁻² an⁻¹) et correspond au bilan des flux de C aux frontières du système (parcelle), elle inclut les flux de CH₄ qui doivent donc être soustraits du premier terme pour éviter une double comptabilisation dans le bilan de GES. Les flux de N₂O et de CH₄ sont exprimés en termes d'équivalents CO₂ (CO₂ 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 CO₂. Sur une échelle de 100 ans, le PRG du N₂O (PRG_{N₂O}) est de 298 et le PRG du CH₄ (PRG_{CH₄}) 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.

Selon Soussana et al. (2007), la NBP se définit comme :

$$NBP = F_{CO_2} + F_{CH_4-C} + F_{fertilisation} + F_{compléments} + F_{récolte} + F_{viande} + F_{lessivage} \quad (2)$$

Où F_{CO_2} est l'échange net de dioxyde de carbone, correspondant à la différence entre la quantité de carbone accumulée lors de la photosynthèse (productivité primaire brute - Gross Primary Productivity, GPP) et le CO_2 réémis par les végétaux, le sol et le bétail (respiration totale de l'écosystème – Total Ecosystem Respiration, TER) ; F_{CH_4-C} est le C perdu sous forme de méthane par le bétail ; $F_{fertilisation}$ et $F_{compléments}$ sont les flux latéraux de C organique importés dans le système lors de la fertilisation ou sous forme de nourriture complémentaire, respectivement ; $F_{récolte}$ et F_{viande} sont les flux latéraux de carbone organique exportés du système lors de la fauche ou sous forme de viande, respectivement ; $F_{lessivage}$ représente le carbone dissous dans l'eau et lessivé.

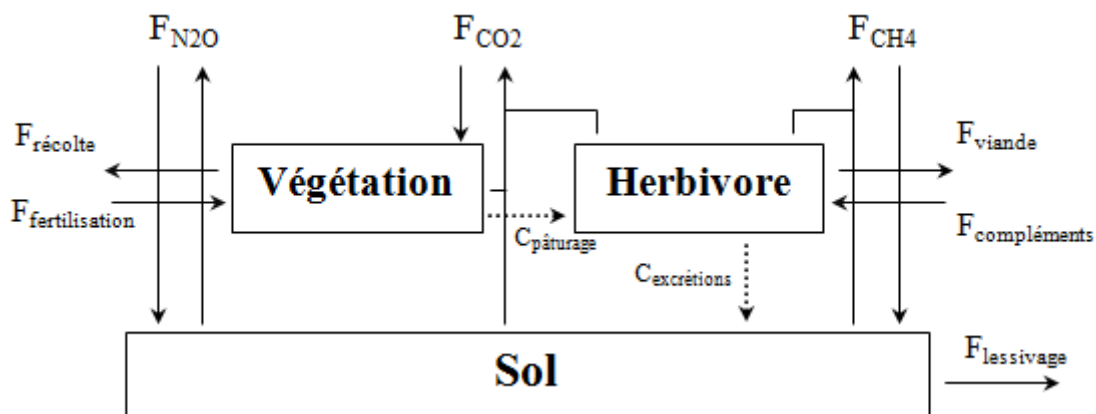


Figure 1 : Flux de carbone et de gaz à effet de serre à l'échelle d'une prairie gérée et pâturée. Voir texte pour la signification des termes.

Ce rapport présente tout d'abord le site d'étude, la gestion de la parcelle et les différents systèmes de mesure installés sur celle-ci. Ensuite, il s'articule autour de trois principales parties :

- Bilan de carbone de l'Observatoire Terrestre de Dorinne (OTD),
- Impact du pâturage sur les flux de CO_2 ,
- Mesure des flux de CH_4 ,

Pour chacune d'elle, nous présentons un chapitre « matériel et méthodes » ainsi qu'un chapitre « résultats et discussion ».

2 L'Observatoire Terrestre de Dorinne

2.1 Site d'étude

Les recherches ont été menées à l'Observatoire Terrestre de Dorinne (OTD). Ce site est situé à Dorinne (50° 18' 44'' N; 4° 58' 07'' E), à 18 km au sud/sud-ouest de Namur, dans le Condroz. La région agricole du Condroz se caractérise par un climat tempéré océanique. La température moyenne annuelle de l'air est de 10°C, les précipitations sont de 847 mm et la direction principale du vent est le sud-ouest (IRM, 2011).

La parcelle 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 m (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 a été gérée intensivement par le pâturage et la fertilisation (minérale et organique). Les espèces constituant la flore de l'OTD 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.).

2.2 Gestion de la parcelle

La gestion de la parcelle peut être qualifiée d'intensive. Elle est pâturée par des bovins de la race Blanc Bleu Belge (génisses, vaches, taureau, veaux). 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.

Une alimentation complémentaire (ensilage de maïs, foin, mélange de paille et de ProtiWanze®) est distribuée au bétail durant les périodes de pâturage lorsque cela s'avère nécessaire (sécheresse ou

début/fin de saison 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.

Le Tableau 1 synthétise la gestion de la parcelle pour la période d'étude.

Tableau 1 : Gestion de l'Observatoire Terrestre de Dorinne par l'agriculteur.

Avant le début des mesures de covariance de turbulence		
10-Mar-10	fertilisation: compost (t ha ⁻¹)	11.0
25-Mar-10	fertilisation: 10/8/4 + selenstar® (Se) (t ha ⁻¹)	0.6
Année 1 (12 Mai 2010 - 12 Mai 2011)		
3-juin - 6-juin-10	coupe-récolte (t MS ha ⁻¹)	2.7
10-juin-10	fertilisation: 24/0/0 + selenstar® (Se) (t ha ⁻¹)	0.2
20-juin - 11-juil-10	compléments: ensilage maïs/mélange (t MF ha ⁻¹)	0.9
juil.-10	ébousage	
31-juil. - 21-août-10	compléments: mélange (t MF ha ⁻¹)	1.1
5-août-10	pesée des génisses (kg animal ⁻¹)	436 ± 13
7-sep. - 22-nov.-10	compléments: mélange (t MF ha ⁻¹)	3.5
sep.-10	ébousage	
26-janv.-11	pesée des génisses (kg animal ⁻¹)	549 ± 20
20-févr.-11	fertilisation: compost (t ha ⁻¹)	12.0
9-mars-11	fertilisation: 18/5/5 + Mg (t ha ⁻¹)	0.4
22-mars-11	chaulage: chaux magnésienne (t ha ⁻¹)	1.5
9-Avr - 23-Avr-11	compléments: mélange (t MF ha ⁻¹)	0.4
Année 2 (13 Mai 2011 - 12 Mai 2012)		
13-mai-11	fertilisation: 10/8/4 + selenstar® (Se) (t ha ⁻¹)	0.3
3-nov. - 2-déc.-11	compléments: foin (t MF ha ⁻¹)	0.3
19-mars-12	fertilisation: 10/8/4 + selenstar® (Se) (t ha ⁻¹)	0.4
24-mars - 2-avr.-12	compléments: mélange (t MF ha ⁻¹)	0.3
Année 3 (13 Mai 2012 - 12 Mai 2013)		
30-mai-12	fertilisation: n27 (t ha ⁻¹)	0.2
13-juil.-12	fertilisation: n27 (t ha ⁻¹)	0.2
31-oct.-12 - 14-nov.-12	compléments: foin (t MF ha ⁻¹)	0.1
3-avr.-13	fertilisation: 10/8/4 (t ha ⁻¹)	0.4
3-avr.-13	ébousage	

2.3 Systèmes de mesure

2.3.1 Système de mesure des flux de dioxyde de carbone

Les flux de CO₂ (F_{CO_2}) sont mesurés par la technique de covariance de turbulence. Le dispositif mis en place est constitué d'un anémomètre sonique tridimensionnel (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, Utah) couplé à un analyseur de gaz par absorption infrarouge (LICOR, 7000, LICOR, Lincoln, NE, USA). L'anémomètre sonique est positionné sur un mât à 2.60 mètres du sol. Il fournit les valeurs des composantes de la vitesse du vent. Une prise d'air, placée à proximité, amène l'air à l'analyseur de gaz par un tuyau. Une pompe (NO22 AN18, KNF Neuberger, D) permet d'aspirer cet air. L'analyseur de gaz par absorption infrarouge mesure les concentrations en vapeur d'eau (H₂O) et en CO₂ de l'air. A la prise d'air, l'échantillon traverse un premier filtre (ACRO 50 PTFE 1 µm, Gelman, USA). Un deuxième se trouve juste avant l'analyseur. Les séries temporelles des vitesses du vent et des concentrations scalaires de CO₂ et de H₂O sont échantillonnées à une fréquence de 10 Hertz (Hz) grâce à un acquiseur de données (CR3000, Campbell Scientific, Logan, Utah) et stockées sur une carte mémoire d'une capacité de 2GB. L'étalonnage de l'analyseur est effectué tous les mois environ.

2.3.2 Système de mesure des flux de méthane

2.3.3 Système de covariance de turbulence

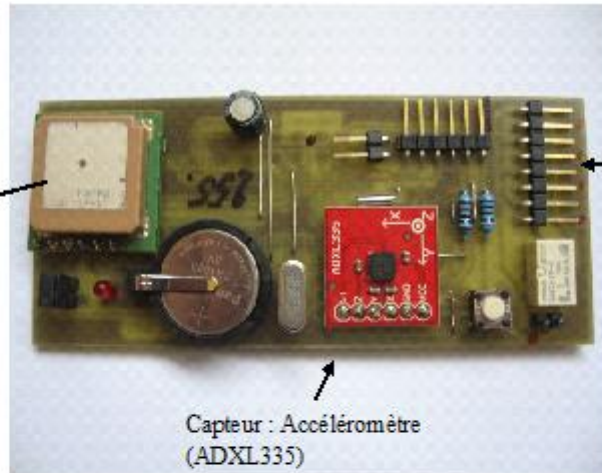
Les mesures de méthane sont également réalisées par covariance de turbulence. Les vitesses de vent sont fournies par le même anémomètre sonique et les concentrations en méthane sont mesurées par un analyseur de gaz par absorption infrarouge (Picarro G2311-f, PICARRO, Santa Clara, CA, USA). Une longueur de tuyau de près de 5 m et un filtre de 1 µm (ACRO 50 PTFE 1 µm, Gelman, USA) séparent la prise d'air de l'analyseur. La calibration est vérifiée tous les 2 mois environ. L'installation du matériel a nécessité le déploiement d'une ligne électrique supplémentaire XVB5G6 (5 brins 6 mm²) de 400 m en 2012.

2.3.4 Système de géo-localisation du bétail

Afin de connaître la position exacte du bétail sur la prairie, chaque vache sera équipée d'un GPS. Vu les prix prohibitifs appliqués à ce genre d'appareils sur le marché, nous avons entrepris de les construire au laboratoire. Finalement, nous avons adapté l'appareil à nos besoins en ajoutant un accéléromètre ce qui nous permet d'obtenir non seulement la position des vaches mais aussi des informations relatives à leur comportement (pâturage, rumination, repos). Le dispositif construit est décrit en Figure 2 et est alimenté par 4 batteries Samsung Lithium-ion de 2200 mAh (3.6 V). Le tout est placé dans un boîtier étanche en ABS et fixé sur le cou des animaux à l'aide d'un licol nylon cheval de trait.

A

Capteur :
Puce GPS
(Fastrax
UP501)

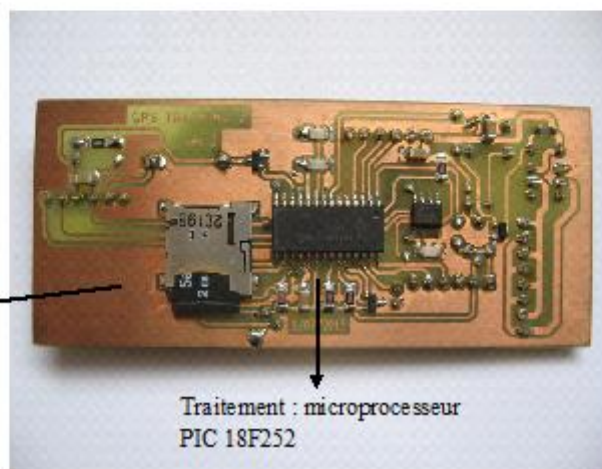


Connexion
alimentation

Capteur : Accéléromètre
(ADXL335)

B

Stockage : carte
micro SD



Traitement : microprocesseur
PIC 18F252

Figure 2 : Dispositif GPS sur sa face supérieure (A) et inférieure (B).

Le dispositif de mesure s'allume une fois toutes les 5 minutes afin d'économiser la batterie. Dans un premier temps, le GPS s'allume et réceptionne des positions jusqu'à obtenir la première position qu'il considère comme correcte (critères de qualité internes qui permettent de dire que le GPS est correctement allumé). A ce moment là, le GPS attend 20 s (temps nécessaire pour obtenir une mesure précise) et puis enregistre une position (latitude, longitude, doh, nombre de satellites et altitude). Pendant les 20 secondes d'attente, l'appareil interroge l'accéléromètre à 1Hz afin d'obtenir l'accélération sur les axes X, Y et Z (60 mesures). En fait, l'information fournie par l'accéléromètre est la projection, sur les axes X, Y et Z de l'accélération à laquelle le dispositif est soumis. Cette accélération comprend à la fois la pesanteur (g) et les accélérations liées aux mouvements de l'animal. L'interprétation de ces données permet d'identifier le comportement de l'animal.

L'autre option de géo-localisation est l'emploi d'une caméra infrarouge (FLIR A320, FLIR, Wilsonville, OR, USA) montée sur un pan tilt unit (PTS-3030, PTS electronics, Jiangsu, China) amélioré de manière à pouvoir se diriger dans une direction connue (ajout et calibration d'un potentiomètre). Cette solution est encore en cours de construction. Le pan-tilt unit tournera toujours la

caméra dans la direction moyenne du vent et la caméra prendra une image toutes les 5 minutes. Les images seront ensuite traitées de manière automatique, probablement via Matlab.

2.3.5 Station micro-météorologique

Les systèmes de mesure de covariance de turbulence sont associés à une station micro-météorologique déterminant les conditions climatiques dans lesquelles les flux se réalisent. Les variables suivantes sont mesurées :

- rayonnement net et global : radiomètre (CNR4, Kipp & Zonen, Delft, The Netherlands),
- température et humidité de l'air ambiant : thermohygromètre (RHT2, Delta-T Devices, Cambridge, UK),
- température du sol : résistance de platine placée selon un profil à 2, 5, 10, 25 et 50 cm de profondeur (Pt 1000),
- humidité du sol : sonde de mesure de la constante diélectrique placée selon un profil à 5, 25 et 50 cm de profondeur (ThetaProbe, ML2x, Delta-T Devices, Cambridge, UK),
- pression atmosphérique : baromètre,
- précipitations : pluviomètre (52203 Tipping Bucket Rain Gauge, RM Young, Michigan, USA).

Les données météorologiques sont échantillonnées à une fréquence de 0.1 Hz grâce à l'acquisiteur de données et stockées sur la carte mémoire.

2.3.6 Systèmes de mesure de la repousse de l'herbe pâturée

Trois dispositifs de bandes protégées, excluant les animaux du pâturage, sont installés sur la parcelle pour mesurer la repousse de l'herbe. Chaque dispositif se compose de 5 bandes de 2 m de long et 0.5 m de large. Vu l'hétérogénéité de la parcelle, nous avons multiplié les dispositifs afin de caractériser au mieux la repousse de chacune des zones de la prairie. Nous avons choisi les emplacements en tenant compte de la topographie de la prairie qui influence la repousse de l'herbe.

3 Bilan carbone de l'Observatoire Terrestre de Dorinne

3.1 Introduction

Les prairies sont une composante importante du cycle global du C (GIEC, 2007). Les études établissant le bilan de C des prairies sont importantes puisque ces écosystèmes peuvent jouer un rôle important dans l'atténuation des émissions totales de GES des systèmes de production d'élevage (Soussana et al., 2010 ; Lal, 2004).

La séquestration de carbone peut être déterminée directement en mesurant les variations du stock des sols ou indirectement en établissant le bilan net des différents flux aux frontières du système. Contrairement aux études basées sur la mesure directe du contenu en carbone du sol (Meersmans et al., 2011; Meersmans et al., 2009; Goidts and van Wesemael 2007; Lettens et al., 2005a; Lettens et al., 2005b), les études basées sur les mesures de covariances de turbulence et les mesures des autres flux de C (Peichl et al., 2012; Mudge et al., 2011; Soussana et al., 2010; Zeeman et al., 2010; Byrne et al., 2007) permettent d'étudier les dynamiques saisonnières, annuelles et interannuelles des flux de C, du bilan (Peichl et al., 2012; Klumpp et al., 2011; Mudge et al., 2011; Peichl et al., 2011; Gilmanov et al., 2010; Zeeman et al., 2010; Soussana et al., 2007) et également les impacts des pratiques de gestion (Peichl et al., 2012; Klumpp et al., 2011; Allard et al., 2007) et des conditions climatiques (Hussain et al., 2011; Jongen et al., 2011; Klumpp et al., 2011; Teuling et al., 2010; Aires et al., 2008; Heimann and Reichstein, 2008; Ammann et al., 2007; Jaksic et al., 2006; Ciais et al., 2005; Harper et al., 2005; Suyker et al., 2003). Les résultats de ce type d'études présentent cependant une grande variabilité liée aux différences de conditions pédoclimatiques et de pratiques de gestion. Par conséquent, l'impact des conditions climatiques et des pratiques de gestion sur le bilan de carbone des prairies est à ce jour encore peu compris (Mudge et al., 2011 ; Soussana et al., 2010).

L'objectif de cette étude est d'établir le bilan de carbone complet de l'OTD en combinant les mesures de flux de CO₂ réalisées par covariance de turbulence avec celles des autres flux de carbone. A notre connaissance, cette étude est la première en Wallonie à établir le bilan de carbone d'une prairie sur bases de mesures directes. C'est aussi la première qui se focalise sur le système de production qui utilise le Blanc Bleu Belge selon un mode intensif, ce qui nous distingue de nos voisins européens. A plus long terme, ce type d'étude pourrait faciliter le développement de pratiques de gestion qui minimisent les pertes de C, maximisent la séquestration de C et par conséquent, contribue à la durabilité de ce système de production en Wallonie.

Nous présentons dans ce chapitre les résultats de trois années complètes de mesures allant du 12 mai 2010 au 12 mai 2013 (Année 1 = 12 mai 2010 – 12 mai 2011 ; Année 2 = 13 mai 2011 – 12 mai 2012 ; Année 3 = 13 mai 2012 – 12 mai 2013).

3.2 Matériel et méthodes

Le calcul de la NBP est obtenu par une sommation de chacun des termes de l'équation 2. Nous décrivons ici comment chaque terme est estimé.

3.2.1 Flux net de dioxyde de carbone

Calcul du flux et traitement des données

F_{CO_2} est calculé chaque demi-heure comme la somme du flux turbulent mesuré par le système de covariance de turbulence et du terme de stockage (Foken et al., 2012a). Pour ce faire, nous utilisons le logiciel EDDYFLUX (EDDY Software, Jena, D) et les séries temporelles des données échantillonnées à 10 Hz. Toutes les procédures de calcul et de correction sont des procédures standards utilisées par l'ensemble des sites européens de mesure des flux turbulents (Aubinet et al., 2012a ; Aubinet et al., 2000). Les composantes de la vitesse du vent subissent deux rotations afin d'aligner la vitesse horizontale moyenne sur la vitesse moyenne et d'annuler la vitesse verticale moyenne (Rebmann et al., 2012). Les flux sont corrigés pour les pertes à haute fréquence. La fonction de transfert a été déterminée en comparant le co-spectre du CO_2 avec celui de la chaleur sensible (Foken et al., 2012b). La fonction de transfert est approximée par une fonction du premier ordre équivalente à celle d'un filtre passe-bas composé d'une bobine de self-induction et d'une résistance unitaire (Eugster and Senn, 1995). Le terme de stockage se déduit de la concentration en CO_2 mesurée par l'analyseur en un point de mesure.

Les précipitations et les données météorologiques sont respectivement sommées et moyennées toutes les demi-heures.

Filtrage des données et critères de qualité

Les procédures de filtrage des données consistent à éliminer les données de F_{CO_2} dont la qualité est jugée mauvaise sur base de tests de qualité (Foken et al., 2012b ; Foken et Wichura, 1996). Egalement, nous sélectionnons les données de nuit sur base du rayonnement (densité de flux photonique dans le domaine de rayonnement photosynthétiquement actif, PPFD). Nous fixons le seuil de PPFD à $5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Pour éviter une sous-estimation des flux nocturnes, nous écartons les données de F_{CO_2} prises lors de périodes calmes (Aubinet et al., 2012b; Goulden et al., 1996). Pour séparer les périodes calmes des périodes plus turbulentes, nous utilisons la vitesse de friction (u_* , m s^{-1}) qui représente l'intensité de la turbulence. Nous avons fixé la valeur seuil à 0.13 m s^{-1} .

Evaluation des données manquantes

Afin de réaliser le bilan des flux de CO_2 de la prairie sur une période déterminée, un jeu complet de données est requis. Pour ce faire, nous appliquons des procédures d'estimation des données manquantes (Falge et al., 2001).

Nous paramétrons les données nocturnes de F_{CO_2} , correspondant à la TER, en utilisant une fonction exponentielle de la température du sol à 2 cm de profondeur (T_S) (Lloyd et Taylor, 1994). Nous ajustons l'équation sur l'ensemble des données nocturnes filtrées pour une année complète de mesures et remplaçons finalement les données nocturnes manquantes en utilisant les valeurs semi-horaires de T_S et les estimations annuelles des paramètres de régression. Nous paramétrons les flux diurnes de CO_2 en utilisant une fonction du PPF. Nous évaluons deux réponses du flux de jour à la radiation : le modèle de Mitscherlich (Aubinet et al., 2001) et un modèle linéaire (Jassal et al., 2007) lorsque le modèle de Mitscherlich ne converge pas. Nous réalisons les ajustements sur différentes périodes en fonction de la gestion de la parcelle (bétail présent ou non, période de fauche). Nous remplaçons finalement les données diurnes manquantes en utilisant les valeurs des paramètres correspondant à la période étudiée et les valeurs semi-horaires du PPF. S'il y a toujours des données manquantes après avoir appliqué ces procédures, nous remplaçons chacune d'entre elles par la moyenne des valeurs, pour la même demi-heure, sur une période de dix jours (Falge et al., 2001). Si aucune donnée n'est présente sur cette période, nous augmentons la taille de la fenêtre par pas de un jour jusqu'à trouver des données.

Pour les courtes interruptions de données météorologiques (inférieures à 1h30), nous utilisons une simple méthode d'interpolation. Pour les interruptions plus longues, nous remplaçons la donnée manquante par la moyenne des valeurs, pour la même demi-heure, sur une période de dix jours (Falge et al., 2001). Si aucune donnée n'est présente sur cette période, nous augmentons la taille de la fenêtre pas de un jour jusqu'à trouver des données.

Discrimination du flux

Pour séparer F_{CO_2} en ses deux composantes que sont la TER et la GPP, nous suivons une procédure de discrimination des flux basée sur les données nocturnes (Reichstein et al., 2005). Les valeurs semi-horaires de la TER sont calculées en utilisant l'équation de Lloyd et Taylor (1994), les données de T_S et les estimations des paramètres de régression obtenus pour l'année étudiée. Nous déduisons finalement les valeurs de la GPP en soustrayant la TER de F_{CO_2} .

Critères d'ajustement des données

Tous les paramètres des modèles sont estimés en utilisant la régression au sens des moindres valeurs absolues plutôt que la régression au sens des moindres carrés. Cela se justifie par le fait que la distribution des erreurs aléatoires sur les mesures de covariance de turbulence à l'OTD est mieux représentée par une distribution double exponentielle plutôt que par une distribution normale (Richardson et al., 2006 ; Hollinger et Richardson, 2005 ; Richardson et Hollinger, 2005). Dans ces conditions et avec une variance non constante, le maximum de vraisemblance des paramètres s'obtient en minimisant la fonction de coût définie comme la somme pondérée des déviations absolues entre les

valeurs mesurées (y_i) et modélisées (y_{pred}). Le facteur de pondération correspond à l'inverse de l'écart type de l'erreur de mesure pour chaque observation i .

3.2.2 Autres composantes de la productivité nette du biome

$F_{\text{CH}_4\text{-C}}$ est estimé comme une fraction constante de la quantité totale de matière sèche (MS) ingérée par le bétail au pâturage (DMI – Dry Matter Intake, $\text{g MS m}^{-2} \text{an}^{-1}$) en utilisant le facteur de conversion du méthane Y_m , qui correspond à la quantité de méthane émise par unité de nourriture ingérée. Nous considérons une valeur typique de 6% pour Y_m (Lassey, 2007). La DMI correspond à la somme de la quantité totale de MS ingérée au pâturage (herbe et nourriture complémentaire).

$F_{\text{fertilisation}}$ est calculé comme le produit de la quantité de fertilisant (compost) appliqué sur la parcelle mesurée par l'agriculteur et du pourcentage de MS et du contenu en carbone. Sur bases de mesures réalisées en laboratoire (§ 3.2.5), nous considérons un pourcentage de MS de 21% et un contenu en carbone de 36%.

$F_{\text{complément}}$ est calculé comme le produit de la quantité totale de nourriture complémentaire distribuée au bétail au pâturage par l'agriculteur et du pourcentage de MS et du contenu en C. Pour l'ensilage de maïs, nous considérons un pourcentage de MS de 44% (données fournées par l'agriculteur et obtenues d'analyses laboratoire) et un contenu en carbone de 40%. Pour le mélange de paille et de ProtiWanze®, nous considérons 45% de MS et un contenu en carbone de 42%. Le % de MS de la paille a été fixé par l'agriculteur, sur base de valeurs généralement rencontrées dans la littérature. Le % de MS du ProtiWanze® est mesuré à chaque livraison et, dans notre cas, est égale à 32%. Le contenu en carbone de la nourriture complémentaire est obtenu à partir de mesures en laboratoire (§ 3.2.5). Pour le foin, nous considérons un pourcentage de MS de 90% et un contenu en carbone de 42% (mesures réalisées en laboratoire, § 3.2.5).

$F_{\text{récolte}}$ est estimé en multipliant la différence de quantité de matière sèche présente sur la parcelle (HM – Herbage Mass, g MS m^{-2}) avant et après la fauche par le contenu en carbone de l'herbe (mesures réalisées en laboratoire, § 3.2.5). Pour estimer HM, nous utilisons une méthode indirecte : la méthode de l'herbomètre. Celle-ci consiste à convertir l'estimation de la hauteur moyenne de l'herbe de la parcelle en quantité de matière sèche. La hauteur de l'herbe est mesurée à l'aide d'un herbomètre à plateau (0.25 m^2) à environ 60 points sur la parcelle. De là, nous déduisons la hauteur moyenne de l'herbe que nous convertissons finalement en quantité de matière sèche à l'aide d'une relation spécifique au site (§ 3.2.5).

F_{viande} est estimé en multipliant le gain moyen quotidien (GMQ) des animaux en croissance, fixé à $647 \text{ g animal}^{-1} \text{ jour}^{-1}$ (mesures réalisée *in situ*), par un facteur de concentration égale à $0.2 \pm 0.9 \text{ g C (g GMQ)}^{-1}$ pour des Blancs Bleu Belge (Mathot et al., 2012).

$F_{\text{lessivage}}$ est fixé à $7 \pm 7 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ selon les travaux de Schultze et al. (2009).

3.2.3 Autres flux de carbone

Carbone ingéré sous forme d'herbe par le bétail au pâturage

L'ingestion annuelle de carbone sous forme d'herbe ($C_{\text{pâturage}}$, g C m⁻² an⁻¹) se calcule comme la somme du carbone ingéré pour chaque période de pâturage ($C_{\text{pâturage},i}$, g C m⁻²).

$C_{\text{pâturage},i}$ est calculé en multipliant la quantité d'herbe ingérée (HMI, g MS m⁻²) par le contenu en carbone de l'herbe, obtenu à partir de mesures en laboratoire (§ 3.2.5). HMI se calcule comme la différence entre les quantités d'herbe présente sur la parcelle au début et à la fin de la période de pâturage i (Macon et al., 2003) :

$$\text{HMI}_i = (\text{HM}_t - \text{HM}_{t+1}) + R_i \quad (3)$$

Où HM (g MS m⁻²) est la quantité d'herbe sur la prairie le jour où le bétail est mis sur la parcelle (t) et le jour où il est retiré ($t+1$) ; R_i (g MS m⁻²) est la croissance de l'herbe pâturée qui doit être prise en compte lorsque la durée du pâturage est supérieure à un jour.

Pour estimer R_i , nous mesurons la masse d'herbe et sa repousse dans les dispositifs de bandes protégées. En fauchant successivement les bandes délimitées, nous simulons le pâturage et nous déduisons l'accumulation d'herbe à partir des mesures de la hauteur de l'herbe. Une campagne de mesure s'étale sur cinq semaines. La première semaine, la bande 1 est fauchée avec un quadrat (0.5 × 0.5 m). Ensuite, chaque semaine, la bande 1 et, successivement, les bandes 2 à 5, sont fauchées. Deux scénarios sont considérés : la croissance végétale minimale d'une herbe fauchée (R_{min} , g MS m⁻²) se déduit de la différence entre la hauteur moyenne initiale de la bande 1 et la hauteur moyenne résiduelle de la bande 1 la semaine d'avant ; la croissance végétale maximale d'une herbe non exploitée (R_{max} , g MS m⁻²) se déduit de la différence entre la hauteur d'herbe moyenne initiale de deux bandes successives mesurée à une semaine d'intervalle. Nous calculons la croissance hebdomadaire d'une herbe pâturée R comme la moyenne de R_{min} et R_{max} pour l'ensemble des trois dispositifs. Finalement, R_i s'obtient en moyennant R sur une campagne complète de mesure.

Productivité primaire nette au dessus du sol

La productivité annuelle de biomasse au dessus du sol (ANPP - Aboveground Net Primary Productivity, g MS m⁻² an⁻¹) se calcule comme la somme de la productivité estimée pour différentes périodes d'intérêt i (ANPP _{i} , g MS m⁻²).

Lorsque la parcelle n'est pas pâturée, $ANPP_i$ se déduit de la différence d'HM entre le début et la fin de la période d'intérêt :

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

Lorsque le bétail est présent sur la parcelle, $ANPP_i$ se calcule comme suit :

$$ANPP_i = R_i \quad (5)$$

Pertes de carbone par le bétail au pâturage

Les émissions de CO_2 du bétail au pâturage ($F_{CO_2, \text{bétail}}$, $g\ C\ m^{-2}\ an^{-1}$) sont estimées à partir des mesures du carbone ingéré. Considérant que la plus grande partie du carbone ingéré est digestible et par conséquent respiré peu de temps après l'ingestion, nous obtenons :

$$F_{CO_2, \text{bétail}} = (OMD \times C_{\text{ingéré}}) - F_{CH_4-C} - F_{\text{viande}} \quad (6)$$

Où OMD (%) est la digestibilité de la matière organique (§ 3.2.5) ; $C_{\text{ingéré}}$ est la somme de $C_{\text{pâturage}}$ et $F_{\text{compléments}}$.

De la même manière, le carbone excrété par le bétail ($C_{\text{excrétions}}$) est estimé à partir des mesures du carbone ingéré :

$$C_{\text{excrétions}} = NOMD \times C_{\text{ingéré}} \quad (7)$$

où NOMD (%) est la matière organique non digestible (§ 3.2.5).

3.2.4 Evaluation de l'incertitude

Assumant l'indépendance et la normalité des différentes sources d'erreur, l'écart type de la NBP $\sigma(NBP)$ se calcule comme la racine carrée de la somme de chaque terme élevé au carré (Mudge et al., 2011). L'incertitude sur la NBP se présente finalement sous la forme d'un intervalle de confiance à 95% et se calcule comme $2 \times \sigma(NBP)$.

Nous considérons deux sources d'erreur pour calculer l'incertitude sur F_{CO_2} : les erreurs aléatoires sur les mesures de covariance de turbulence $\sigma(F_{CO_2, RU})$ et les erreurs résultant de l'estimation des données manquantes $\sigma(F_{CO_2, GAP})$. Pour estimer $\sigma(F_{CO_2, RU})$, nous suivons la méthodologie présentée par Richardson et al. (2006), Hollinger et Richardson (2005) et Richardson et Hollinger (2005). Cela donne :

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

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

$\sigma(F_{CO_2,GAP})$ résulte de l'incertitude sur les données paramétrées $\sigma(F_{CO_2,PA})$ et interpolées par la moyenne décadaire $\sigma(F_{CO_2,MDV})$. $\sigma(F_{CO_2,PA})$ se calcule comme l'écart type d'une prédiction :

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

Où $S_{Y.X}$ est l'erreur quadratique moyenne de la régression ; \bar{X} et S_x sont la moyenne et l'écart type de la variable indépendante de la régression (T_s pour les données nocturnes et PPFD pour les données diurnes) ; X_0 est la valeur de la variable indépendante pour la demi-heure considérée.

$\sigma(F_{CO_2,MDV})$ se calcule comme :

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

Où N_w est la taille de la fenêtre utilisée pour évaluer la donnée manquante ; $F_{CO_2,MDV}$ sont les données utilisées pour évaluer la donnée manquante.

Pour les autres sources d'erreur, nous considérons l'erreur associée aux données fournies par l'agriculteur est faible. Nous fixons un écart type de 10% sur chaque donnée obtenue de l'agriculteur.

3.2.5 Mesures complémentaires

Calibration de l'herbomètre

La calibration de l'herbomètre se base sur des échantillons d'herbe prélevés dans la parcelle (9 campagnes / $\pm 20-25$ échantillons par campagne) et dans les dispositifs de bandes protégées (mesures hebdomadaires) durant les saisons de végétation entre le 12 mai 2010 et la 12 mai 2012. Les échantillons ont été récoltés avec un quadrat et ensuite séchés à 60°C dans une étuve jusqu'à obtention d'un poids constant (de 48 à 72h).

Nous avons analysé la relation entre la différence de hauteur d'herbe avant et après la coupe du quadrat et la matière sèche mesurée. Des équations spécifiques ont été mises au point pour les périodes

de pâturage (hauteur d'herbe < 20 cm) et pour les périodes de récolte (hauteur d'herbe > 20 cm) et sont ensuite utilisées pour estimer HM à partir de la mesure de la hauteur de l'herbe.

Contenu en carbone et analyses infrarouge

Les échantillons prélevés *in situ* (herbe, nourriture complémentaire, compost) sont analysés après séchage et broyage (Cyclotec – mailles circulaires de 1 mm de diamètre). Les analyses de contenu en carbone sont réalisées par l'unité d'écologie et d'écophysiologie forestière de l'INRA (UMR 1137 INRA-UHP) suivant la méthode Dumas (Dumas, 1831). Les échantillons sont analysés grâce à un analyseur élémentaire (NCS2500, CE instrument Thermo Quest, Italy). Les analyses par spectroscopie dans le proche infrarouge (NIRSystems 6500 - Foss NIRSystems Inc., Silver Spring, MD, USA) (Decruyenaere et al., 2009) sont réalisées par le centre wallon de recherches agronomiques (CRA-W) afin d'obtenir des caractéristiques chimiques comme le contenu en cendres, la digestibilité de la matière organiques, etc.

3.3 Principaux résultats et discussion

3.3.1 Conditions climatiques

Sur les trois années de mesures étudiées, les moyennes annuelles de la température de l'air (T_A) et le total des précipitations (PPT) (Tableau 2b) ont été significativement plus faibles que les valeurs normales recensées pour la station météorologique de Ciney, localisée à 15 km de l'OTD. Les valeurs mensuelles des variables climatiques sont présentées à la Figure 3 (barres blanches pour la période de mai 2010 à avril 2011, barres gris clair pour la période de mai 2011 à avril 2012 et barres gris foncé pour la période de mai 2012 à avril 2013). L'évolution des valeurs mensuelles moyennes des températures et du PPFD n'ont pas réellement différé d'une année à l'autre, les valeurs mensuelle moyenne des trois années atteignant leur maximum en août pour les températures et un peu plus tôt en mai pour le PPFD. La variabilité interannuelle la plus importante a été observée pour les précipitations pour lesquelles les valeurs cumulées et la répartition diffèrent fortement entre les années. Egalement, les valeurs mensuelles ont été presque tout le temps inférieures aux valeurs normales. Deux épisodes de sécheresse ont été observés. Le premier, caractérisé par une période sans précipitation et des températures élevées s'est étendu de mai 2010 à mi-août 2010. En conséquence, le contenu en eau du sol a diminué jusque $0.20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ en juillet 2010. Le deuxième a eu lieu au début de la saison de végétation en 2010 avec un total des précipitations de mars à avril très inférieur à la normale (60 mm contre 189 pour ces trois mois). En conséquence, le contenu en eau du sol a atteint son taux le plus faible observé en mai 2011. Ces trois mois ont été également marqués par des valeurs de déficit de pression de vapeur plus importantes que la moyenne.

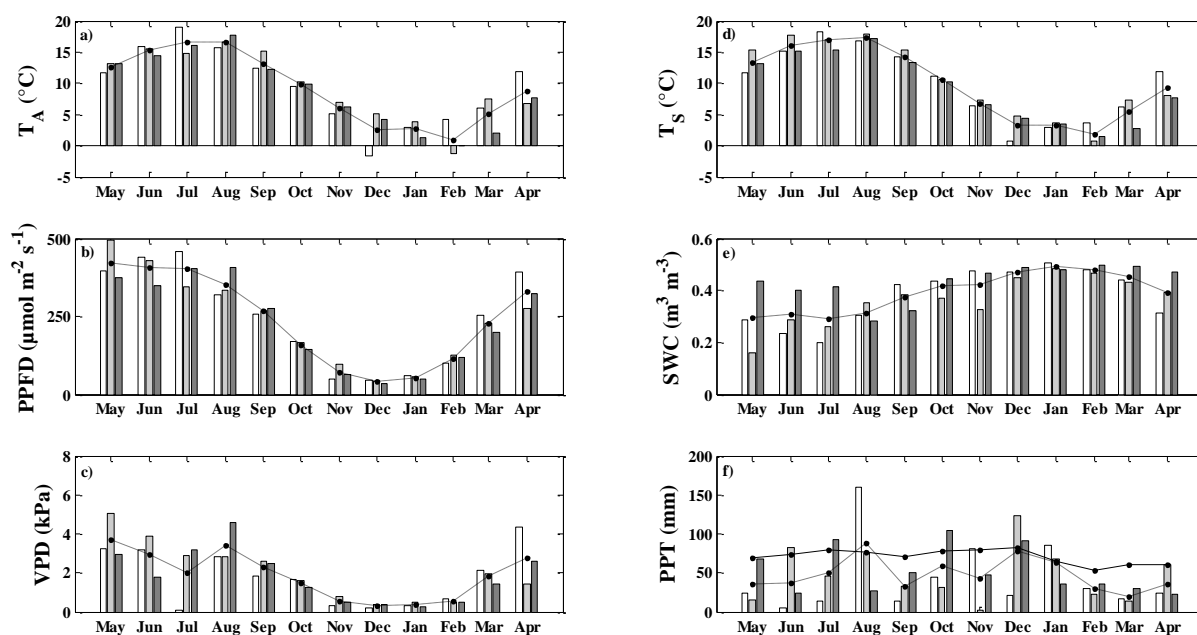


Figure 3 : Valeurs mensuelles a) de la température de l'air (T_A), b) de la densité de flux de photons (PPFD), c) du déficit de pression de vapeur (VPD), d) de la température du sol à 2 cm de profondeur (T_S), e) du contenu en eau du sol à 5 cm de profondeur (SWC) et f) du total des précipitations (PPT) de mai 2010 à avril 2011 (barres blanches), de mai 2011 à avril 2012 (barres grises claires), de mai 2012 à avril 2013 (barres grises foncées). Les cercles reliés par le trait discontinu représentent les valeurs moyennes mensuelles pour les trois années de mesures. Les cercles reliés par le trait continu représentent les valeurs mensuelles normales des précipitations.

3.3.2 Bilan de carbone

Le Tableau 2c présente les résultats du bilan de carbone et de ses composantes pour les trois années étudiées. Contrairement à de récentes études menées sur des écosystèmes prairiaux gérés de manière intensive (Peichl et al., 2012; Peichl et al., 2011; Mudge et al., 2011; Gilmanov et al., 2010; Soussana et al., 2007) qui ont montré que ces écosystèmes se comportaient en moyenne comme des puits nets de CO_2 (allant de -119 à $-277 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$), l'OTD est en moyenne une source significative de CO_2 d'environ $43 \pm 24 \text{ g C m}^{-2}$ (Tableau 2c). La variabilité interannuelle est importante et le site se comporte alternativement comme une source ou un puits de CO_2 significativement supérieure/inférieure à la moyenne pour l'Année 1 et l'Année 3, respectivement. La variabilité climatique est le principal facteur expliquant cette variabilité (résultats non présentés). Principalement, pour les 3 années étudiées, la réduction des précipitations par rapport aux valeurs normales mais également la variabilité de leur répartition pourrait avoir réduit le potentiel de séquestration de CO_2 de l'écosystème (Année 3) et même fait basculer l'écosystème en une source nette de CO_2 (Année 1 et Année 2).

Les valeurs annuelles de la TER et de la GPP tournent autour de 2300 g C m^{-2} . Ces deux composantes se compensent largement de telle sorte qu'elles sont considérablement plus grandes que leur résultante F_{CO_2} . Par conséquent, une légère variation de la TER ou de la GPP peut entraîner une variation importante de F_{CO_2} . Les valeurs de la TER et de la GPP sont parmi les plus élevées observées dans la

littérature pour des prairies gérées intensivement (Mudge et al., 2011; Gilmanov et al., 2010; Zeeman et al., 2010). Elles peuvent s'expliquer par un potentiel élevé pour la production de biomasse et sont probablement liées à une fertilité du sol importante associée à une fertilisation azotée élevée (Tableau 1). Cela est confirmé par les valeurs d'ANPP (non présentées) qui atteignent 280 g C m^{-2} en moyenne, ce qui est légèrement supérieure que pour les prairies permanentes wallonnes ($\cong 250 \text{ g C m}^{-2}$ pour la période 2008-2010, SPW, 2010).

Lorsque les termes autres que F_{CO_2} sont pris en compte dans le bilan, nous observons que l'OTD est en moyenne neutre d'un point de vue C, considérant les incertitudes. Ce résultat contraste avec la plupart des récentes études européennes qui ont montré que les prairies pâturées étaient généralement des puits nets de C (Zeeman et al., 2010; Soussana et al., 2010; Byrne et al., 2007; Soussana et al., 2007; Jaksic et al., 2006). Cela peut s'expliquer par les conditions climatiques (sécheresse) mais également par les pratiques de gestion qui ont dû être adaptées aux conditions climatiques (complémentation). Ces deux derniers facteurs ont joué un rôle prépondérant dans le bilan C. Contrairement aux observations de Schultze et al. (2009), les flux liés à la gestion diminuent en moyenne l'importance de la source de CO_2 . Cela est principalement dû à l'Année 1 pendant laquelle du C a été importé, d'une part, sous forme de nourriture complémentaire pour soutenir la croissance des génisses durant la sécheresse de l'été 2010 et, d'autre part, sous forme de compost pour maintenir la productivité au début de la saison de végétation en 2011. La quantité de C exporté lors de la fauche n'a pas eu un impact significatif sur la NBP pour l'Année 1 (Tableau 2c). Néanmoins, la biomasse exportée a également affecté les flux de CO_2 à travers la réduction de biomasse (résultats non présentés) de telle sorte que la fauche a finalement eu un impact significatif sur le bilan et a diminué le potentiel de séquestration de C de la parcelle d'environ 79 g C m^{-2} . Remarquons qu'à l'échelle saisonnière et annuelle, nous n'avons pas pu mettre évidence un impact significatif du pâturage sur les flux de CO_2 car ils sont généralement 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. Nous présentons cette étude au chapitre suivant.

Tableau 2 : a) Valeurs annuelles et moyennes de la durée du pâturage et du chargement ; (b) valeurs annuelles moyenne de la température de l'air (T_A), de la température du sol à 2 cm de profondeur (T_S), de densité de flux de photon (PPFD), du déficit de pression vapeur (VPD), du contenu en eau du sol à 5 cm de profondeur (SWC) et des précipitations totales (PPT) ; (c) valeurs annuelles de la productivité nette du biome (NBP) et de ses composantes pour les 3 années de mesures réalisées à l'Observatoire Terrestre de Dorinne (Année 1 : 12 mai 2010 – 12 mai 2011 ; Année 2 : 13 mai 2011 – 12 mai 2012 ; Année 3 : 13 mai 2012 – 12 mai 2013).

(a) Gestion	Année 1	Année 2	Année 3	Moyenne
Durée du pâturage (jour)	165	153	132	150
Chargement (UGB ha ⁻¹ an ⁻¹)	1.7	2.1	2.1	1.9
(b) Variables environnementales				
T_A (°C)	9.47 ± 0.12	9.55 ± 0.10	8.79 ± 0.11	9.27 ± 0.47
T_S (°C)	10.03 ± 0.10	10.44 ± 0.10	9.33 ± 0.09	9.93 ± 0.63
PPFD (μmol m ⁻² s ⁻¹)	250 ± 6	229 ± 6	234 ± 6	240 ± 13
VPD (kPa)	2.34 ± 0.06	1.90 ± 0.05	1.87 ± 0.05	2.12 ± 0.30
SWC (m ³ m ⁻³)	0.39 ± 0.002	0.37 ± 0.001	0.43 ± 0.001	0.38 ± 0.034
PPT (mm)	521	622	613	585 ± 63
(c) NBP (g C m⁻² an⁻¹)				
GPP	-2268 ± 57	-2481 ± 33	-2110 ± 40	-2286 ± 25
TER	2426 ± 13	2519 ± 13	2043 ± 12	2329 ± 7
F _{CO2}	158 ± 53	38 ± 31	-67 ± 38	43 ± 24
F _{CH4-C}	12 ± 1	12 ± 0	8 ± 0	10 ± 0
F _{fertilisation}	-111 ± 18	-	-	-37 ± 6
F _{compléments}	-110 ± 9	-17 ± 1	-5 ± 0	-44 ± 3
F _{récolte}	38 ± 4	-	-	13 ± 1
F _{viande}	7 ± 0	1 ± 0	4 ± 0	4 ± 0
F _{lessivage}	7 ± 7	7 ± 7	7 ± 7	7 ± 4
NBP	1 ± 58	40 ± 32	-53 ± 38	-4 ± 25

4 Impact du pâturage sur les flux de dioxyde de carbone

4.1 Introduction

Le bétail peut influencer les flux de CO₂ de deux manières : d'une part, en broutant l'herbe, il diminue la surface photosynthétisante et, par là, influence l'assimilation et la respiration de l'écosystème. D'autre part, la respiration du bétail s'ajoute à celles des plantes et des microorganismes du sol et contribue donc également aux échanges. Ces deux impacts sont difficiles à mettre en évidence avec des mesures de covariance de turbulence car ils se combinent à d'autres facteurs, notamment climatiques.

Cette étude se focalise sur les impacts du pâturage sur les flux de CO₂ échangés à l'OTD. Pour cela, nous distinguons les effets à long et à court termes. Les premiers résultent de la consommation de biomasse par le bétail au pâturage et des déjections sur le sol qui modifient l'assimilation et la respiration de l'écosystème. Les effets à court terme sont dus aux émissions de CO₂ par le bétail. Celles-ci sont mesurées par le système de covariance de turbulences et ne peuvent pas être séparées directement des autres composantes de la TER. Dans cette étude, nous avons mis en place des expériences permettant d'analyser ces effets séparément.

4.2 Matériel et méthodes

4.2.1 Jeux de données

Pour étudier l'impact du pâturage sur les flux de CO₂, nous avons utilisé deux jeux de données (Tableau 3). Le jeu de données I a été utilisé pour étudier l'impact à long terme du pâturage sur les flux de CO₂. Il couvre deux années complètes de mesure (du début des mesures de covariance de turbulence le 12 mai 2010 au 12 mai 2012). Nous avons utilisé uniquement les données des saisons de végétation pour ces deux années. Le jeu de données II a été utilisé pour étudier l'impact à court terme du pâturage sur les flux de CO₂ et couvre les mesures réalisées durant des périodes de confinement du bétail.

4.2.2 Gestion du pâturage

Le Tableau 3 présente le calendrier des périodes pâturées et non pâturées pour l'OTD.

Tableau 3 : Gestion du pâturage à l'Observatoire Terrestre de Dorinne.

Date	Gestion	Chargement (UGB ha⁻¹)
Jeu de données I: 12 Mai 2010 - 12 Mai 2012		
1) 12-Mai-10 - 2-Juin-10	-	-
2) 3-Juin-10 - 6-Juin-10	coupe - récolte	-
3) 7-Juin-10 - 11-Juin-10	post-récolte	-
4) 12-Juin-10 - 11-Jui.-10	génisses	3.4
5) 12-Jui.-10 - 30-Jui.-10	-	-
6) 31-Jui.-10 - 22-Août-10	génisses + taureau	4.2
7) 23-Août-10 - 6-Sep.-10	-	-
8) 7-Sep.-10 - 23-Nov.-10	génisses + taureau/vaches allaitantes	3.3
9) 9-Mars-11 - 1-Avr.-11	-	-
10) 2-Avr.-11 - 9-Mai-11	vaches allaitantes + veaux	4.5
11) 10-Mai-11 - 7-Juin-11	-	-
12) 8-Juin-11 - 29-Juin-11	vaches allaitantes + veaux	7.0
13) 30-Juin-11 - 26-Jui.-11	-	-
14) 27-Jui.-11 - 24-Août-11	vaches allaitantes + veaux	7.1
15) 25-Août-11 - 12-Sep.-11	-	-
16) 13-Sep.-11 - 26-Sep.-11	vaches allaitantes + veaux	7.1
17) 27-Sep.-11 - 17-Oct.-11	-	-
18) 18-Oct.-11 - 31-Oct.-11	vaches allaitantes + veaux	5.9
19) 1-Nov.-11 - 2-Nov.-11	-	-
20) 3-Nov.-11 - 2-Déc.-11	vaches allaitantes + veaux	2.2
21) 9-Mars-12 - 23-Mars-12	-	-
22) 24-Mars-12 - 12-Mai-12	vaches allaitantes + veaux	3.4
Jeu de données II: expériences de confinement (1.76 ha)		
I) 2-Jui.-12 - 3-Jui.-12	vaches allaitantes + veaux + taureau	28.6
II) 10-Jui.-12 - 11-Jui.-12	vaches allaitantes + veaux + taureau	26.7
III) 18-Jui.-12 - 19-Jui.-12	vaches allaitantes + veaux + taureau	26.6
IV) 28-Août-12 - 29-Août-12	vaches allaitantes + veaux + taureau	23.2

4.2.3 Impact du pâturage sur les flux de dioxyde de carbone

Effets à long terme

Nous avons quantifié les impacts à long terme du pâturage sur les flux de CO₂ en analysant et en comparant les flux entre les périodes pâturées et non pâturées. Pour séparer les impacts du pâturage des réponses aux variables climatiques, nous avons comparé les paramètres des réponses fonctionnelles du flux aux variables climatiques. En pratique, nous avons divisé chaque période pâturée ou non pâturée en sous-périodes de 5 jours pour lesquelles nous avons estimé ces paramètres. Nous avons ensuite calculé les différences entre les paramètres de la dernière et de la première sous-période et les avons reliées à l'intensité du pâturage.

Nous avons obtenus les paramètres d'intérêt en ajustant la réponse du flux de jour au PPFD par le modèle de Mitscherlich (Aubinet et al., 2001) :

$$F_{CO_2,day} = -GPP_{max} \times \left\{ 1 - \exp\left(\frac{-\alpha \times PPFD}{GPP_{max}}\right) \right\} + R_d \quad (11)$$

Où les paramètres d'intérêt sont : la productivité primaire nette à saturation de rayonnement GPP_{max} ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) ; la respiration noire R_d ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) ; l'efficacité quantique α ($\mu\text{mol } \mu\text{mol}^{-1}$).

Pour éliminer une possible dépendance de la température, nous avons normalisé les valeurs de R_d en utilisant une fonction exponentielle de la température (Lloyd et Taylor, 1994) :

$$R_{d,10} = \frac{R_d}{\exp\left\{E_0 \times \left(\frac{1}{T_{ref} + 46.02} - \frac{1}{T_s + 46.02}\right)\right\}} \quad (12)$$

où $R_{d,10}$ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) est la respiration noire normalisée à 10°C ; T_{ref} (°C) est la température de référence, fixée à 10°C ; T_s (°C) est la température moyenne du sol à 2 cm de profondeur pour la période de 5 jours étudiée ; E_0 (K) est un paramètre représentant la sensibilité de la respiration à la température. Les valeurs d' E_0 sont déduites de la réponse annuelle des données nocturnes filtrées à T_s .

Effets à court terme

Les impacts du pâturage à court terme sur les flux de CO_2 ne sont pas facile à discerner directement car les émissions du bétail font partie de la TER qui est elle-même sujette à une grande variabilité en réponse aux conditions climatiques et à la productivité de la parcelle. Puisque l'analyse des impacts à court terme sur le jeu de données I n'a pas donné de résultats significatifs, nous avons décidé d'initier des expériences de confinement du bétail avec un chargement très important.

Chaque expérience s'étend sur 2 jours successifs: le premier jour, le bétail (27 Unité Gros Bétail – UGB – ha^{-1}) est confiné dans la zone principale d'influence du dispositif de covariance de turbulence (1.76 ha) ; le deuxième jour, le bétail est retiré de la parcelle. Nous avons répété l'expérience 4 fois en 2012. Les dates sont données au Tableau 3.

Estimation des émissions de CO_2 par le bétail à partir des mesures de covariance de turbulence

Une première estimation des émissions de CO_2 du bétail ($F_{CO_2,bétail}$, $kg \text{ C UGB}^{-1} \text{ jour}^{-1}$) est obtenue en comparant les flux mesurés en présence et en l'absence de bétail. Pour cela, seuls sont pris en compte les flux mesurés sous des conditions climatiques similaires (\neq température du sol $< 3^\circ\text{C}$, \neq vitesse du

vent $< 3 \text{ m s}^{-1}$, \neq rayonnement $< 75 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) et pour des directions du vent comprises dans la zone principale d'influence du dispositif de covariance de turbulence (entre 150° et 320°).

Estimation des émissions de CO_2 par le bétail à partir des mesures d'ingestion

Nous avons également estimé les émissions de CO_2 du bétail pendant ces périodes à partir des mesures de l'ingestion de C. Tenant compte du chargement, nous utilisons l'Equation 6. Puisqu'aucun complément n'a été distribué au bétail durant les périodes de confinement, $C_{\text{ingéré}}$ correspond à la quantité d'herbe ingérée HMI (Equation 3). Ici, nous n'avons pas pris en compte la repousse de l'herbe pâturée comme la période de pâturage est très courte.

4.3 Résultats et discussion

Effets à long terme

La Figure 4 présente l'évolution des flux de CO_2 et des paramètres d'intérêt avec l'intensité du pâturage (produit du chargement et de la durée de la période de pâturage). La Figure 4a montre que le flux cumulé F_{CO_2} augmente avec l'intensité du pâturage mais la relation est non significative. Elle est probablement masquée par la réponse du flux aux principales variables climatiques que sont le rayonnement et la température, notamment.

Pour éliminer cette dépendance, nous avons plutôt étudié l'impact du pâturage sur les paramètres de la réponse du flux de jour au rayonnement. Les résultats présentés à la Figure 4b montrent que $\Delta\text{GPP}_{\text{max}}$ diminue significativement avec l'intensité du pâturage, ce qui suggère que la présence du bétail affecte la capacité d'assimilation de la prairie. Cela signifie que la capacité photosynthétique de la prairie diminue durant les périodes de pâturage et augmente durant les périodes non-pâturées. La diminution de GPP_{max} durant les périodes pâturées résulte probablement de la réduction de la biomasse au dessus du sol suite à la défoliation par le pâturage, entraînant une diminution de la capacité d'assimilation de la prairie. Au contraire, l'augmentation durant les périodes non pâturées correspond à la repousse de la biomasse et peut être expliquée par la croissance de feuilles plus jeunes après la défoliation et qui sont probablement plus actives physiologiquement (Polley et al., 2008 ; Owensby et al., 2006). A notre connaissance, notre étude est l'une des premières à mettre en évidence un impact significatif du pâturage sur les flux de CO_2 mesurés par covariance de turbulence.

Nous n'avons pas mis en évidence de relation significative entre $\Delta R_{\text{d},10}$ et l'intensité du pâturage, ce qui suggère que l'impact du pâturage sur la respiration de l'écosystème est moins important que celui des conditions climatiques et de la variabilité saisonnière (Rogiers et al., 2005). Cela pourrait être dû également à une combinaison d'effets contradictoires du pâturage sur les procédés de respiration (Lin et al., 2001 ; Zhou et al., 2007) : d'un côté, le pâturage réduit la biomasse au dessus et en dessous du sol et par conséquent, la respiration autotrophe aérienne et souterraine des plantes (Lin et al., 2001 ;

Cao et al., 2004) ; de l'autre, le pâturage favorise la pénétration du rayonnement, ce qui augmente la température du sol (Lin et al., 2011 ; Hu et al., 2010 ; Luo et al., 2010 ; Bahn et al., 2006) et donc sa respiration (Lin et al., 2001 ; Bahn et al., 2006) et celle de ses composantes racinaires (Bahn et al., 2006). De plus, comme la respiration du sol et celle de la plupart de ses composantes dépendent directement de l'apport de C par les plantes (Moyano et al., 2008), le pâturage pourrait réduire la respiration microbienne en réduisant l'apport de carbone labile au sol (Lin et al., 2001 ; Polley et al., 2008 ; Bahn et al., 2006 ; Raiesi et Asadi, 2006 ; Cao et al., 2004). Finalement, la respiration hétérotrophe pourrait aussi être stimulée par les excréments du bétail (Cao et al., 2004). L'importance relative de ces différents phénomènes dépend de l'intensité du pâturage et de son historique (Cao et al., 2004). Par conséquent, le pâturage peut aussi bien diminuer (Lin et al., 2011 ; Polley et al., 2008 ; Owensby et al., 2006) ou augmenter (Lin et al., 2011) la TER ou, comme c'est le cas dans notre étude, n'induire aucun effet significatif (Peichl et al., 2012 ; Lin et al., 2001 ; Rogiers et al., 2005).

Effets à court terme

Estimation des émissions de CO₂ par le bétail à partir des mesures de covariance de turbulence

Nous avons uniquement retenu les résultats des expériences de confinement II et III car durant les expériences I et IV, les conditions d'application (notamment relatives à la direction du vent) n'étaient pas remplies. Les résultats sont synthétisés au Tableau 4 et présentés à la Figure 5a et b pour les flux de nuit et à la Figure 5c et d pour les flux de jour.

Les deux expériences retenues montrent des résultats parfaitement concordants. La présence du bétail induit une augmentation du flux de CO₂ que ce soit pour les conditions de nuit ou de jour. Les moyennes du flux de nuit et de jour sont significativement plus grandes en présence du bétail, ce qui a mené à une estimation de $F_{\text{CO}_2, \text{bétail}}$ d'environ 2 kg C UGB⁻¹ jour⁻¹ et 3 kg C UGB⁻¹ jour⁻¹, respectivement. Le bon accord entre les deux journées d'expérience (correspondant à des conditions climatiques différentes) d'une part, entre données de jour et de nuit d'autre part, suggère que les résultats obtenus sont robustes.

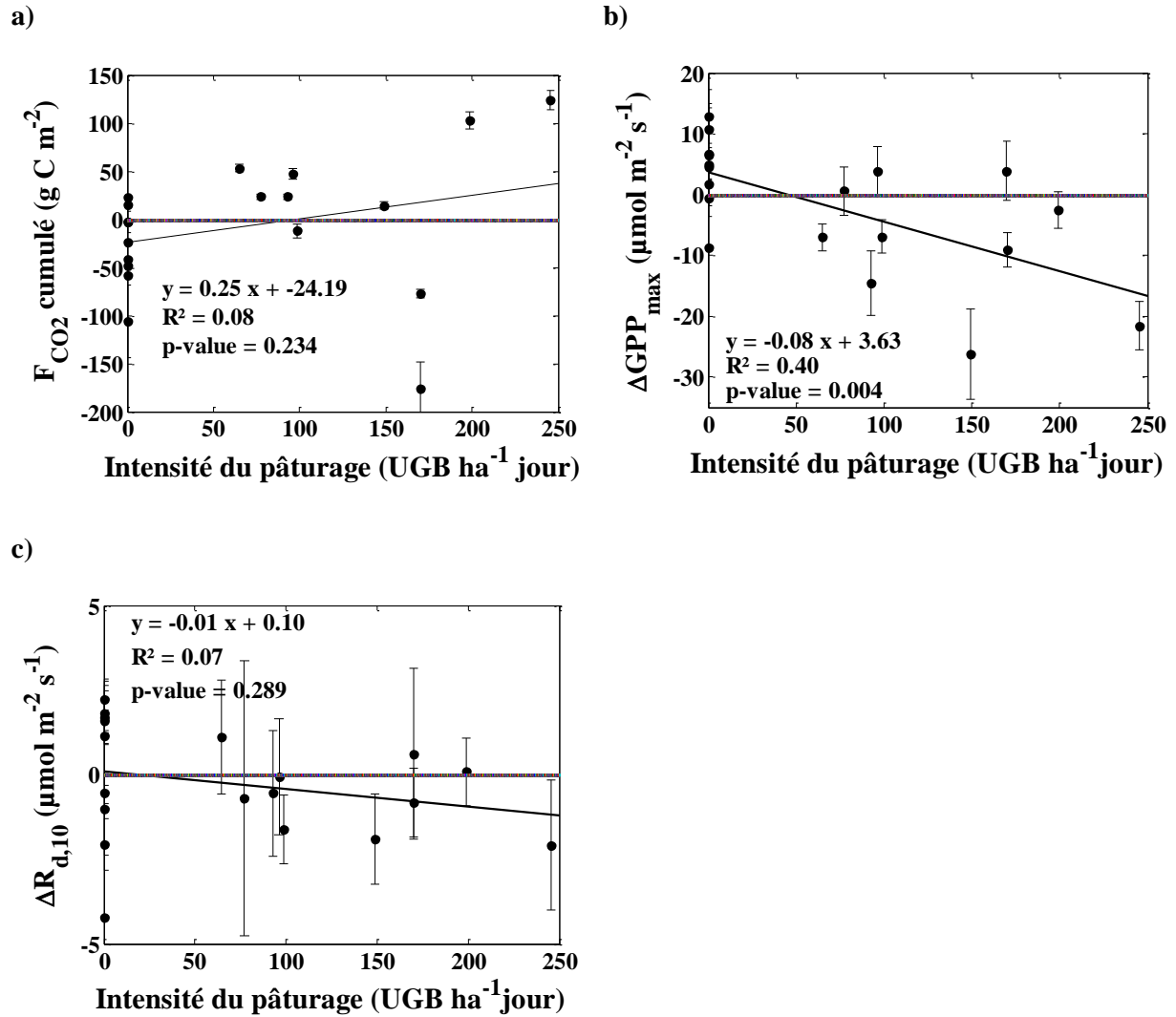


Figure 4 : Réponse (a) du flux cumulé de dioxyde de carbone (F_{CO_2}), (b) et (c) de la différence entre les paramètres de régression de la réponse du flux de jour au rayonnement de la première et dernière période de 5 jours pour les périodes d'intérêt présentées dans le Tableau 3, à l'intensité du pâturage.

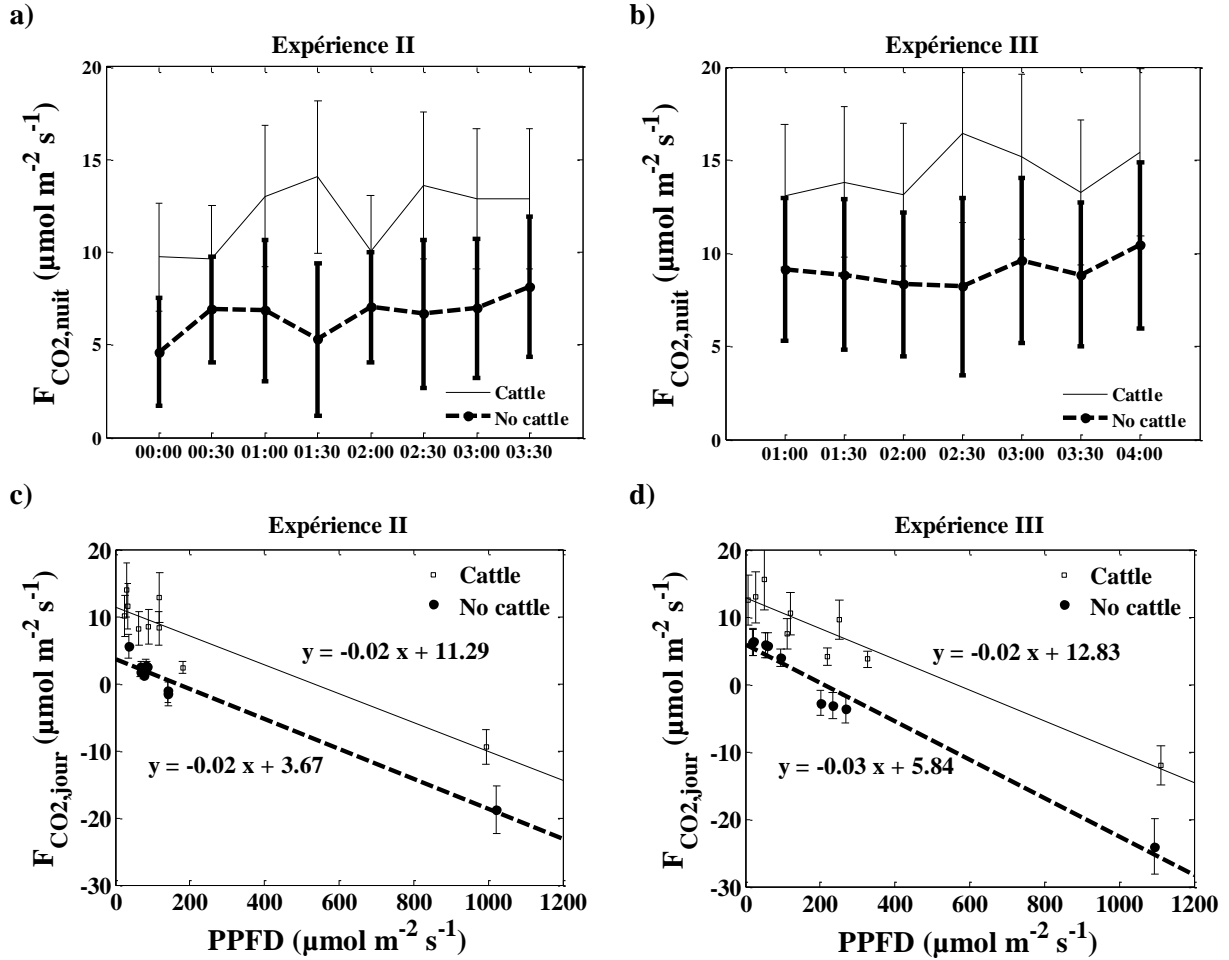


Figure 5 : (a), (b) Evolution du flux de dioxyde de carbone de nuit et (c), (d) réponse du flux de dioxyde de carbone de jour au rayonnement pour deux journées successives avec et sans bétail pour les expériences de confinement II et III.

Tableau 4 : Résultats des expériences de confinement.

Chargement (UGB ha ⁻¹)	Covariance de turbulence		Ingestion
	Moyenne F _{CO₂,nuit} (μmol m ⁻² s ⁻¹)	Moyenne F _{CO₂,jour} (μmol m ⁻² s ⁻¹)	Moyenne HM (kg MS ha ⁻¹)
Expérience I			
28.6	Données non utilisées		942 ± 45
-			777 ± 45
Différence			166 ± 63
→ F _{CO₂,bétail} (kg C UGB ⁻¹ jour ⁻¹)			1.67 ± 0.69
Expérience II			
26.7	12.0 ± 1.3	7.4 ± 1.0	639 ± 47
-	6.6 ± 0.7	-0.6 ± 0.6	574 ± 48
Différence	5.4 ± 1.5	8.0 ± 1.1	65 ± 67
→ F _{CO₂,bétail} (kg C UGB ⁻¹ jour ⁻¹)	2.10 ± 0.56	3.09 ± 0.44	0.67 ± 0.79
Expérience III			
26.6	14.3 ± 1.6	7.2 ± 1.0	864 ± 44
-	9.1 ± 1.0	-0.6 ± 0.7	655 ± 46
Différence	5.3 ± 1.9	7.8 ± 1.3	209 ± 64
→ F _{CO₂,bétail} (kg C UGB ⁻¹ jour ⁻¹)	2.06 ± 0.74	3.03 ± 0.49	2.28 ± 0.75
Expérience IV			
23.2	Données non utilisées		615 ± 47
-			544 ± 49
Différence			71 ± 68
→ F _{CO₂,bétail} (kg C UGB ⁻¹ jour ⁻¹)			0.84 ± 0.92

Estimation des émissions de CO₂ par le bétail à partir des mesures d'ingestion

Indépendamment des estimations obtenues à partir des mesures de covariance de turbulence, nous avons estimé F_{CO₂,bétail} à partir des mesures de masse d'herbe (HM) durant le confinement (Tableau 4). Ces estimations confirment partiellement les résultats obtenus à partir des mesures de covariance de turbulence. Les valeurs significativement inférieures obtenues pour les expériences II et IV peuvent s'expliquer par le fait que la prairie ait été pâturée avant le confinement, ce qui n'a pas été le cas avant les expériences I et III. Par conséquent la diminution d'HM suite au pâturage a été plus difficile à discerner puisque la biomasse présente sur la parcelle avant l'expérience était plus faible. Cela a mené à des valeurs significativement plus faibles de F_{CO₂,bétail}, associées à une plus grande incertitude.

Les émissions de CO₂ par le bétail valent en moyenne 1.96 ± 0.62 kg C UGB⁻¹ jour⁻¹, ce qui correspond à 3.28 ± 1.03 g C (kg PV)⁻¹ jour⁻¹. Ce résultat est spécifique à l'OTD et dépend de facteurs tels que la quantité de carbone ingéré, la digestibilité de l'herbe, la race, le comportement animal, etc. Les résultats obtenus sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus pour d'autres études et d'autres races (Sauvant et Giger-Reverdin, 2009 ; Pinares-Patiño et al., 2007 ; Soussana, 2004 ; Jungbluth et al., 2001 ; Vermorel et al., 1995).

Les expériences de confinement ont permis d'estimer les émissions de CO₂ du bétail au pâturage et surtout de les distinguer des autres flux, ce qui n'avait pas été possible sous une gestion habituelle du bétail car les émissions étaient masquées par la dépendance des flux aux variables climatiques. A notre connaissance, notre étude est l'une des premières à évaluer la contribution des émissions de CO₂ du

bétail aux flux échangés à l'échelle d'un écosystème prairial en utilisant la technique de covariance de turbulence.

5 Flux de méthane

5.1 Introduction

Le flux de méthane représente une proportion minimale du flux de carbone associé à une prairie pâturée (voir Tableau 2). Pourtant, du fait de son potentiel de réchauffement global élevé, il représente une proportion importante du flux de gaz à effet de serre (Schulze et al., 2009). Les principales méthodes directes de mesure disponibles sont les mesures en chambre, les mesures SF₆ par échantillonnage de bouteilles et les méthodes micro météorologiques (McGinn, 2013). Parmi les possibilités de mesure, nous nous sommes focalisées sur la méthode de covariance de turbulence du fait de notre expertise dans ce domaine et de son caractère peu invasif.

5.2 Matériel et méthodes

5.2.1 Mesures et traitement des données

La méthode de covariance de turbulences permet de mesurer un flux échangé par une zone de taille variable située en amont du vent par rapport au système de mesure. La surface mesurée est donc fonction de la vitesse du vent et de sa direction (Figure 6). De ce fait, la méthode de covariance de turbulences est particulièrement adaptée aux environnements homogènes et devient plus complexe à analyser dans le cas d'environnement non homogènes. Dans le cas des mesures de méthane, ces conditions ne sont pas remplies car les sources du flux (les vaches) sont ponctuelles et mouvantes. Par conséquent, les flux sont dépendants de la position du bétail, de la direction et de l'intensité des vents.. Afin de tenir compte de ces éléments, les mesures de flux sont moyennées sur de longues périodes et les vaches sont considérées comme aléatoirement réparties sur la prairie. Cette hypothèse peut sembler raisonnable pour du bétail qui pâture, mais paraît simpliste pour les périodes de repos et de rumination, pendant lesquelles le comportement grégaire du bétail ou de simples habitudes comportementales (tendance à passer plus de temps près des points d'eau, des lisières, des points d'approvisionnement de complément alimentaires) doivent influencer la répartition spatiale du bétail. Pour affiner ces résultats, la connaissance de la position des animaux est nécessaire.

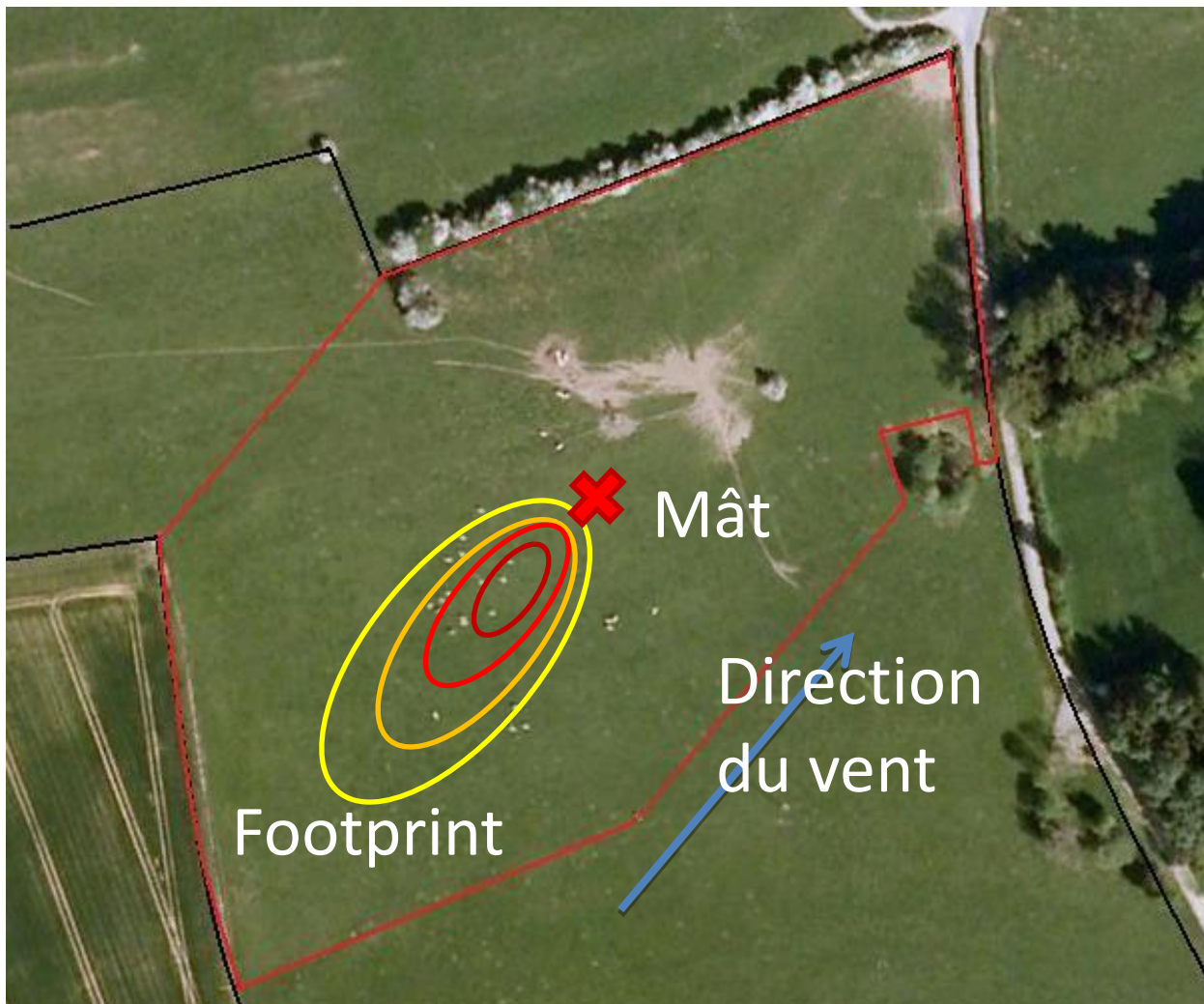


Figure 6 : Représentation schématique de la forme du footprint (empreinte du flux) pour une intensité et une direction de vent donnée. Le dégradé de couleur du jaune vers le rouge indique une contribution croissante de la zone aux flux mesurés.

Comme pour les flux de CO_2 (§ 3.2.1) le traitement des données se fait à l'aide du logiciel EDDYFLUX (EDDY Software, Jena, D) et selon les procédures standards utilisées par l'ensemble des sites européens de mesure des flux turbulents (Aubinet et al., 2012a ; Aubinet et al., 2000). Pour le moment, aucune procédure d'évaluation des données manquantes (gap-filling) n'a été développée. Nous stockons l'ensemble des données dans des fichiers mensuels. A ce jour, cette base de données couvre toutes les mesures réalisées depuis juin 2012.

5.2.2 Géo-localisation

La méthode de covariance de turbulence permet d'obtenir des flux par unité de surface et l'évaluation de flux par individu (unité gros bétail), nécessite la connaissance permanente de la position des sources. Une méthode consiste à géo-localiser le bétail à tout instant sur la prairie. Cette technique se fait en trois étapes. Pour chaque demi-heure, la zone d'empreinte des mesures de flux est évaluée à

l'aide d'un modèle approprié (quantification de la contribution de chaque point de la prairie au flux mesuré). Ensuite, les sources sont géo-localisées individuellement de manière à pouvoir associer à chaque individu une contribution. Finalement, les données sont traitées afin d'associer un flux à chaque individu. La géo-localisation sera mise en œuvre à l'aide (i) de GPS placés sur chaque vache et (ii) d'une caméra thermique automatisée. Les deux méthodes seront testées et comparées en termes de coût, de facilité d'utilisation et de précision.

La méthode de géo-localisation par modules GPS a été développée pendant la deuxième biennale et est en phase de finalisation. Nous avons privilégié un développement en interne des modules, les offres commerciales étant trop chères et peu adaptées à nos besoins en termes d'autonomie par exemple. Les modules sont équipés d'un GPS et d'un accéléromètre et sont placés sur le cou du bétail à l'aide d'un collier (Figure 7). Ils permettent d'enregistrer simultanément la position des vaches avec une précision moyenne d'environ 5 mètres et leur comportement grâce à l'analyse des signaux de l'accéléromètre (pâturage, rumination, repos). Leur autonomie est supérieure à 1 mois.

Actuellement, seuls deux tests de géo-localisation avec GPS ont été réalisés. Le premier impliquait 2 vaches et le deuxième 3. Ces tests nous ont permis de tester le matériel afin de le rendre opérationnel lors de la prochaine saison. Sur une saison, plusieurs campagnes de mesures seront réalisées.



Figure 7 : Mise en place du dispositif GPS sur le terrain.

Lors de chaque campagne de mesure, un GPS sera placé sur chaque animal. L'appareil enregistre toutes les 5 minutes une position et les données de l'accéléromètre puis est éteint entre chaque mesure

de manière à économiser la batterie. Les mesures ainsi enregistrées sont stockées sur une carte microsd et récupérées en fin de campagne. Une campagne de mesure devrait durer près de 1 mois et demi (durée de vie de la batterie).

5.3 Résultats et discussion

5.3.1 Description générale des flux de méthane

Nous disposons à présent de 16 mois de suivi en continu des flux turbulents de méthane par la technique de covariance de turbulence. Ces 16 mois comprennent une succession de périodes avec des charges en bétail variables allant de 0 UGB ha⁻¹ (absence du bétail) à environ 10 UGB ha⁻¹. Sont également incluses les expériences de confinement décrites au § 4.2.3. La Figure 8 montre que le taux de couverture des données est très important (>95%). Les rares interruptions étant dues à des problèmes techniques ou à des entretiens.

En l'absence du bétail, les flux sont généralement compris entre 0 et 0.05 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ et sont rarement négatifs. La prairie se comporte donc comme une source de méthane tout au long de l'année, même en l'absence de bétail.

En présence du bétail, les flux sont plus élevés et très variables, généralement compris entre 0 et plus de 1 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. La production de méthane entérique par les bovins est le flux principal de méthane attendu. Ces fortes variations sont donc principalement dues aux mouvements incessants des bêtes dans et hors de la zone de mesure du flux turbulent (zone d'empreinte), cette zone ne couvrant pas l'ensemble de la parcelle.

Lors des courtes périodes de confinement, les vaches sont cantonnées dans une partie de la prairie qui se trouve en amont par rapport au vent. Dans ces cas, la zone d'empreinte couvre une plus grande portion de la parcelle occupée par le bétail. Les flux pour ces périodes sont alors élevés mais moins variables, généralement compris entre 0.5 et 0.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

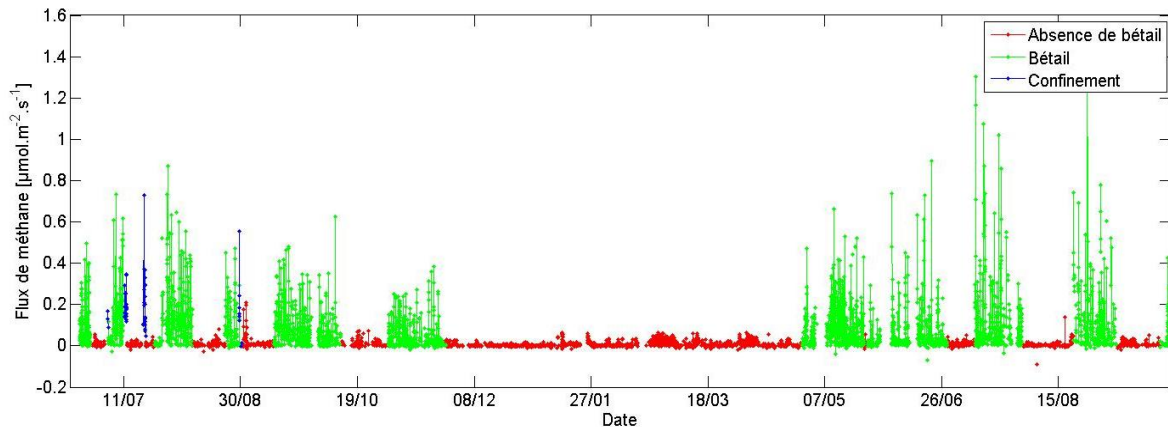


Figure 8 : Suivi des flux de méthane pour la période 2012-2013, séparé en périodes sans bétail (rouge), avec bétail occupant l'entièreté de la parcelle (vert) et avec bétail confiné sur environ 1/3 de la parcelle (bleu).

5.3.2 Flux entérique

La Figure 9 représente la relation entre les flux de méthane et la charge en bétail. La droite de régression est basée sur l'ensemble des points et est donc pondérée selon le nombre d'observations pour chaque charge en bétail

Si l'on accepte l'hypothèse d'une distribution aléatoire des vaches sur la pâture, c'est-à-dire que la charge en bétail dans la zone d'empreinte de la mesure de flux est en permanence représentative de la charge en bétail de la parcelle, la pente de la droite représente le flux de méthane par unité gros bétail, soit $53.4 \pm 2.75 \text{ kg CH}_4 \text{ UGB}^{-1}\text{an}^{-1}$. Cette valeur est proche du facteur d'émission standard ($57 \text{ kg CH}_4 \text{ UGB}^{-1}\text{an}^{-1}$) considéré par le Groupe International d'Experts pour le Climat (GIEC) dans le cas d'un élevage viandeux en Europe de l'ouest (GIEC, 2007).

Il est étonnant de voir que les flux sont inférieurs à leur valeur prédite par la régression dans le cas des périodes de confinement. Plusieurs hypothèses peuvent être mises en évidence. Soit l'hypothèse de répartition aléatoire des bêtes induit une surestimation des flux (ex. : le bétail est principalement présent dans la zone d'empreinte du flux). Soit, les flux associés aux périodes de confinement sont sous-estimés (ex. : la zone d'empreinte du flux est bien plus large que la zone de confinement).

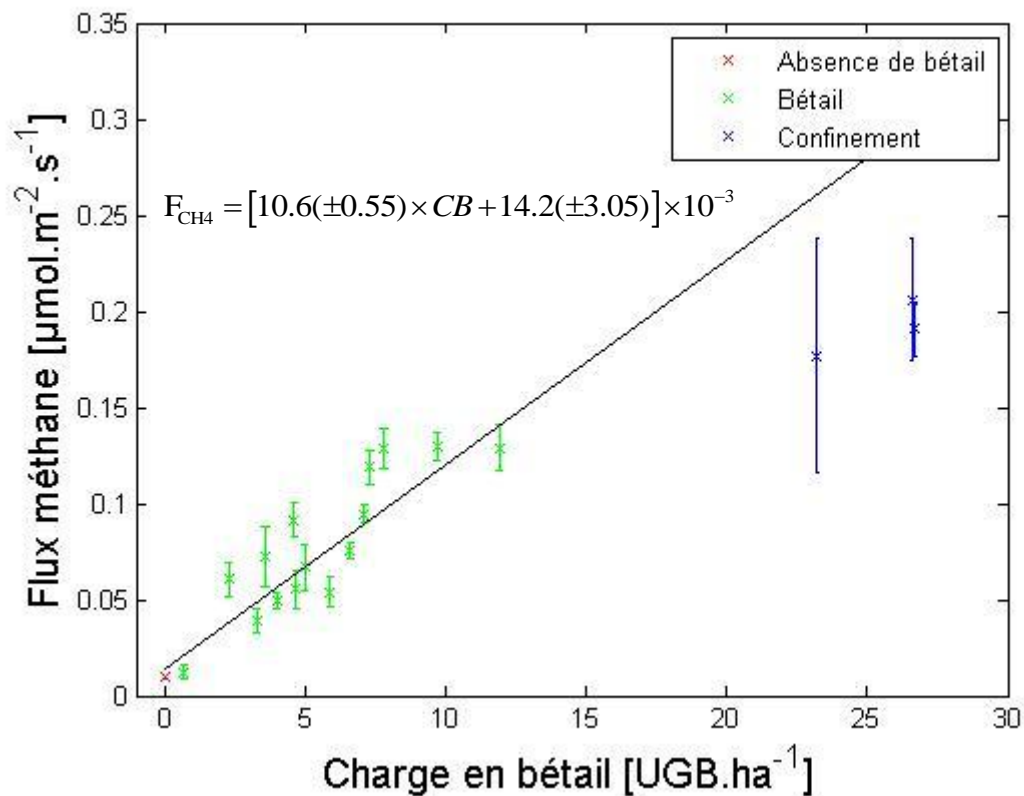


Figure 9 : Impact de la charge en bétail sur les flux de méthane. Même code de couleur que pour la Figure 8. La barre d'erreur représente l'erreur standard de la moyenne associée à chaque charge en

Les émissions en présence du bétail suivent un cycle journalier clairement défini (Figure 10) : les émissions sont plus faibles la nuit et augmentent dans le courant de la journée pour atteindre un plateau entre 11 et 18 h GMT. Cette dynamique correspond au cycle d'émission généralement décrit dans la littérature (Garnsworthy et al., 2012 ; Dengel et al., 2011). Cependant, en l'absence d'informations concernant la localisation des vaches sur la prairie, l'hypothèse d'une dynamique dans les déplacements quotidiens du bétail ne peut être écartée. Celui-ci pourrait par exemple occuper plus systématiquement la zone d'empreinte des mesures de flux (généralement la zone au Sud-Ouest du mât) entre 11h et 18h.

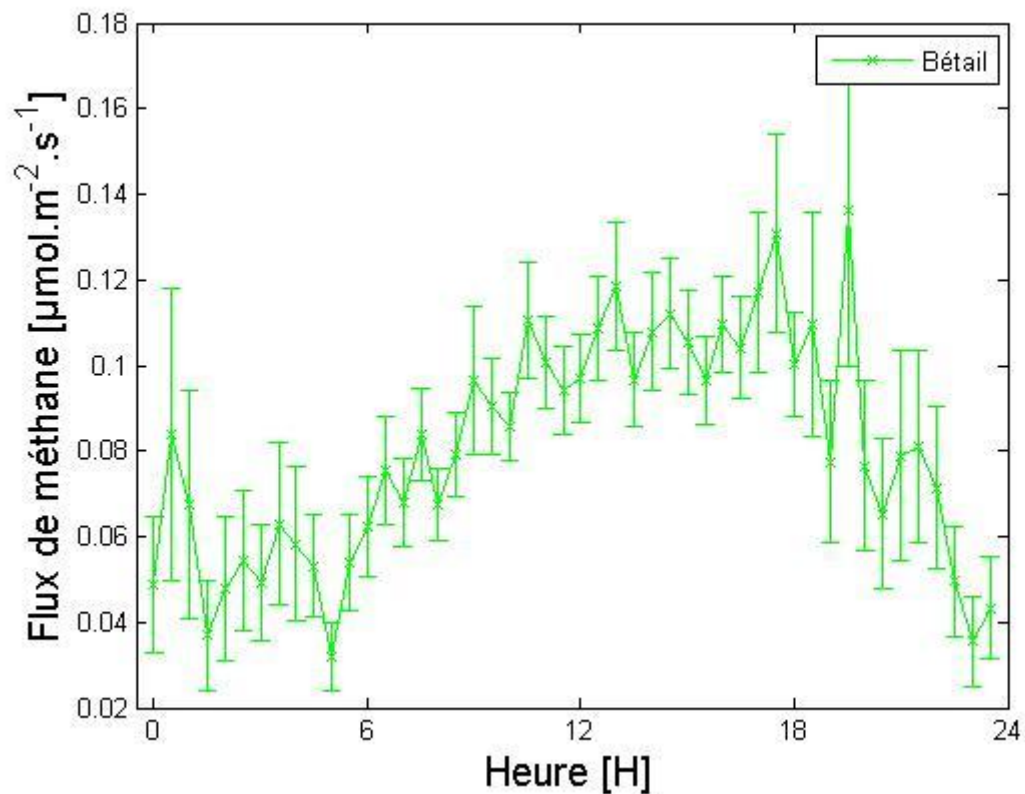


Figure 10 : Evolution journalière des flux de méthane sur la prairie en présence de bétail (Heure GMT). L'intervalle de confiance correspond à l'erreur standard de la moyenne.

5.3.3 Géo-localisation

Les tests préliminaires ont été effectués avec les GPS fixes et deux tests en conditions réelles ont été réalisés à Dorinne avec respectivement une vache au sein du troupeau suivie pendant 26 jours et trois vaches seules sur la parcelle suivies pendant 1 semaine. La charge de travail s'est avérée conséquente (mise en place des appareils, récolte des données, recharge des batteries...) mais les résultats sont prometteurs (Figure 8). La duplication des modules prototypes et la mise au point des outils de traitement de données au cours de l'hiver 2013-2014 nous permettra de réaliser des campagnes de mesures sur l'ensemble du troupeau dès l'été 2014.



Figure 11 : Vache équipée d'un dispositif de géo-localisation.

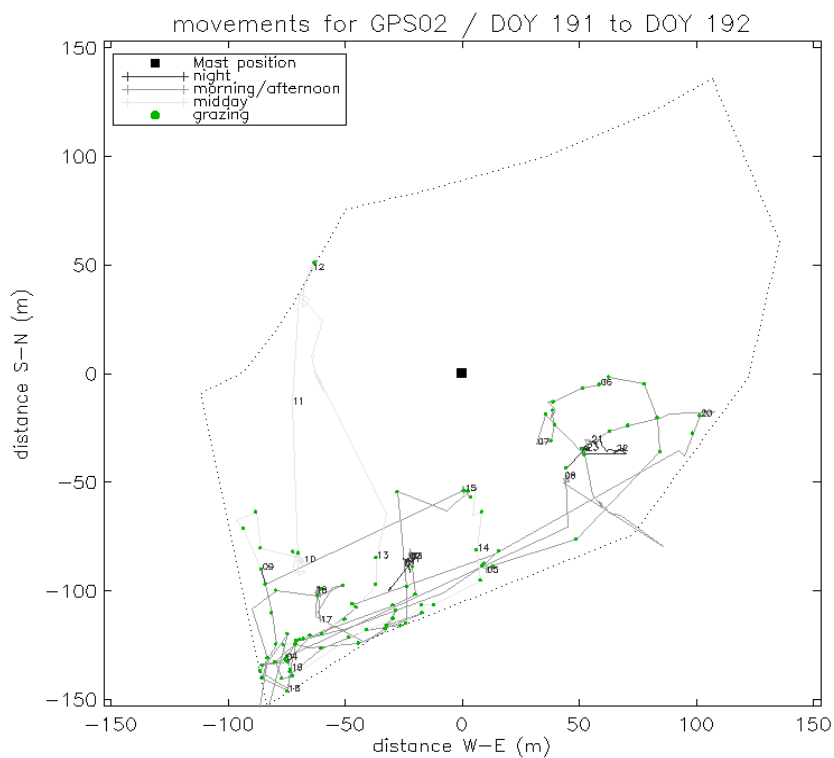


Figure 12 : Positions GPS sur une vache pendant 24 h. Une localisation est prise toute les 5 minutes. Un point vert signifie que la vache à la tête penchée (elle pâture). Les chiffres indiquent l'heure GMT. Les déplacements sont cohérents par rapport à la position des points d'eau et la présence de clôtures internes à la parcelle (non représentées).

La méthode de géo-localisation par camera thermique est encore en cours de développement et n'a pas encore pu être testée sur le terrain. La camera thermique sera toujours orienté vers la zone d'empreinte, face au vent. De ce fait, le nombre d'animaux présents sur l'image correspondra approximativement au nombre d'animaux présents dans la zone d'empreinte principale du flux (Figure 13). La position des animaux sur l'image peut aussi permettre une géo-localisation plus précise des animaux. Les images seront enregistrées puis traitées à posteriori à l'aide d'un logiciel d'analyse d'images (Unité de Mécanique et Construction de l'Université de Liège –Gembloux Agro-Bio Tech). L'avantage de cette méthode est qu'elle ne nécessite pas de manipuler les animaux et peut donc être implémentée sur de longues périodes. Sa validité (gestion des faux positifs, capacité à distinguer plusieurs animaux groupés, etc.) n'a pas encore pu être évaluée.

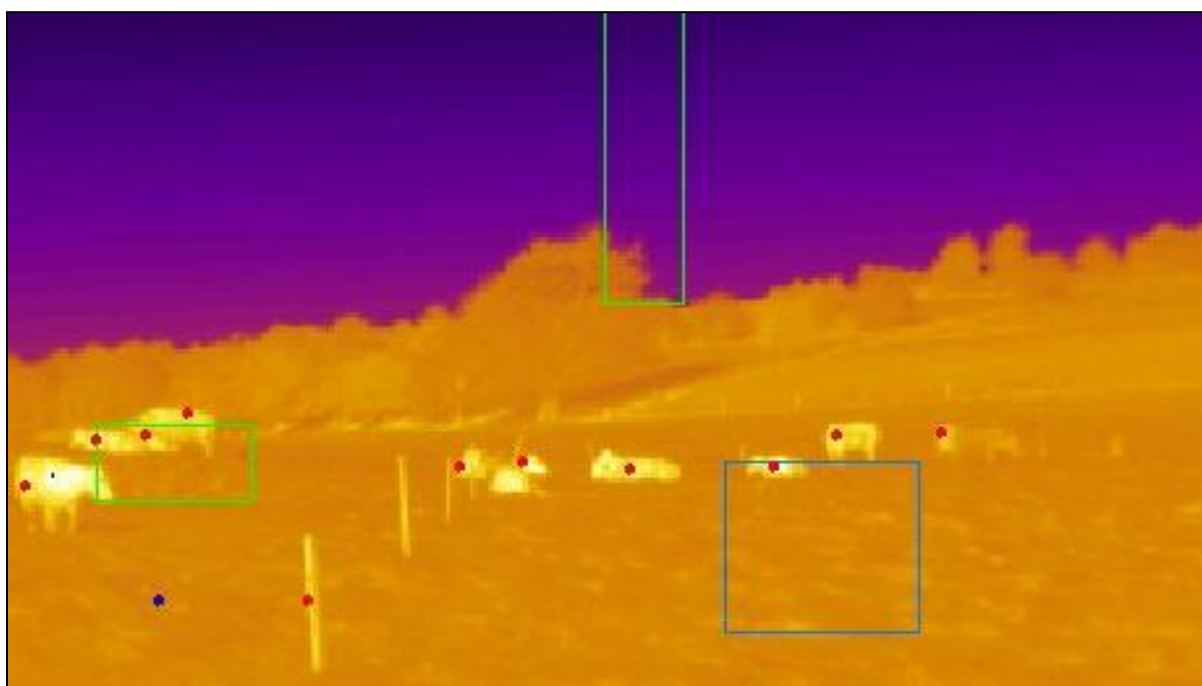


Figure 13 : Image fournie par la caméra thermique à l'Observatoire Terrestre de Dorinne lors d'un test ponctuel. Chaque point rouge correspond à un élément détecté comme étant un animal.

5.3.4 Flux de méthane échangés avec le sol et la végétation

Si le méthane produit par la fermentation entérique domine les échanges de méthane de la prairie, les flux en l'absence de bétail ne sont pas nuls et sont, dans leur immense majorité, positifs. Ils pourraient donc avoir un impact significatif sur le bilan annuel puisque le bétail n'occupe la parcelle que la moitié de l'année.

Les variables directrices des flux en l'absence de bétail devraient être des variables environnementales comme la température et l'humidité du sol associées au mode de gestion de la prairie (Herbst *et al.*, 2011). Pourtant, jusqu'à présent, aucun lien statistiquement robuste n'a pu être établi entre les flux de méthane en l'absence de bétail et ces variables environnementales. Les flux de méthane semblent indépendants de l'humidité ou de la température du sol. L'absence de dépendance à l'humidité du sol

peut paraître surprenante, puisque les réactions méthanogènes se réalisent principalement en milieu anaérobie et devraient être favorisées dans des sols humides. Les humidités de sol observées sur le site sont particulièrement élevées (souvent comprises entre 43 et 52 % d'humidité volumétrique) sans doute en raison de la topographie du site (cuvette).

Il est aussi possible que la présence antérieure de bétail sur la parcelle ait un impact sur les flux des périodes sans bétail à court terme par l'intermédiaire de la décomposition des bouses et à plus long-terme par la modification des propriétés du sol. Une analyse préliminaire ne montre cependant pas d'évolution du flux avec le nombre de jours sans bétail.

Cette analyse des flux en l'absence de bétail sera affinée au cours de la troisième biennale. Une dépendance a par exemple été observée entre les flux/concentrations de méthane et la direction du vent. Certains mois, les flux provenant de la direction plein nord et/ou les flux provenant de la direction plein sud sont plus importants que ceux provenant des autres directions. De la même manière, les concentrations provenant de la direction plein nord sont parfois plus élevées. Cette variation du flux et des concentrations en méthane selon la direction du vent pourrait indiquer une « pollution » des données par des flux provenant de prairies/sources de méthane avoisinantes. Cette hypothèse doit être testée plus finement pour éventuellement exclure ces données et faire ainsi apparaître les dépendances environnementales des flux.

En l'absence de bétail, aucune variation journalière n'apparaît clairement dans les flux, bien que ceux-ci semblent plus élevés durant la journée avec un maximum atteint vers 18h GMT (Figure 14). Les flux sont par contre beaucoup plus petits puisqu'ils sont compris entre 0.004 et 0.014 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

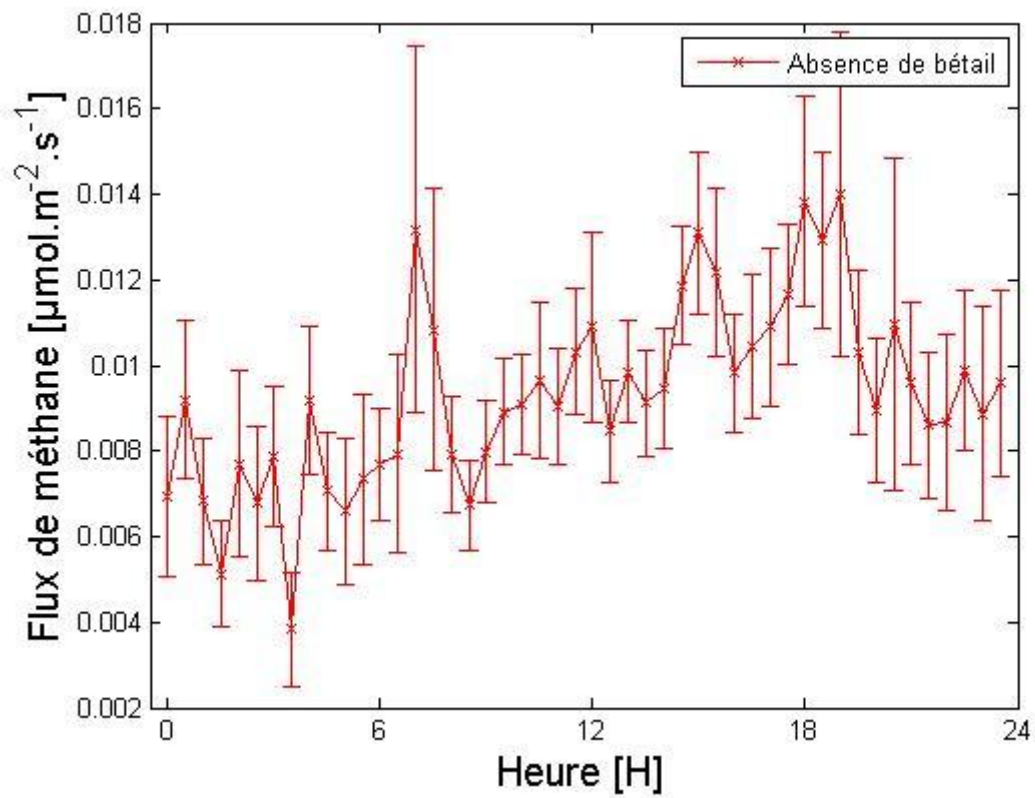


Figure 14 : Evolution quotidienne des flux de méthane sur la prairie en l'absence du bétail (Heure GMT). L'intervalle de confiance correspond à l'erreur standard.

6 Diffusion des résultats

6.1.1 Articles dans des revues scientifiques avec peer reviewing

A portée internationale

Jerome, 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 = Biotechnology, Agronomy, Society and Environment [=BASE]*, 17(1), 103-117. <http://hdl.handle.net/2268/146406>

6.1.2 Colloques et congrès scientifiques

A portée internationale

Dumortier, P, Aubinet, M, Chopin, H, Debacq, A, Jerome, E, Beckers, Y, & Heinesch, B. (2013). Initiation of methane turbulent flux measurements over a grazed grassland in Belgium. *Geophysical Research Abstracts*, 15. <http://hdl.handle.net/2268/147624>

Dumortier, P, Aubinet, M, Beckers, Y, Chopin, H, Debacq, A, Jerome, E, Wilms, F, & Heinesch, B. (2013, September). Cattle methane fluxes measurement over an intensively grazed grassland using eddy covariance. Paper presented at Greenhouse Gas Management in European Land Use Systems, Antwerp, Belgium. <http://hdl.handle.net/2268/157393>

Dumortier, P, Aubinet, M, Chopin, H, Debacq, A, Jerome, E, Beckers, Y, & Heinesch, B. (2013, June). Yearly follow-up of methane turbulent exchange over intensively grazed grassland in Belgium. Poster presented at Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference (GGAA), Dublin, Ireland. <http://hdl.handle.net/2268/157922>

Jerome, E, Beckers, Y, Bodson, B, Dumortier, P, Moureaux, C, & Aubinet, M. (2013, September). Impact of grazing on carbon dioxide flux exchanges in an intensively managed grassland. Paper presented at Greenhouse Gas Management in European Land Use Systems, Antwerp, Belgium. <http://hdl.handle.net/2268/156519>

Jerome, E, Beckers, Y, Bodson, B, Dumortier, P, Moureaux, C, & Aubinet, M. (2013, June). Impacts of grazing on carbon dioxide fluxes of an intensively grazed grassland in Belgium. Paper presented at Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference (GGAA), Dublin, Ireland. <http://hdl.handle.net/2268/157922>

Beekkerk van Ruth, J, Moureaux, C, Degré, A, Jerome, E, Beckers, Y, Bodson, B, & Aubinet, M. (2013, April 09). Temporal variability of nitrous oxide fluxes from a fertilized grassland in Belgium: preliminary results from dynamic closed chambers. Paper presented at EGU General Assembly 2013, Vienne, Autriche. <http://hdl.handle.net/2268/157254>

Jerome, E, Beckers, Y, Beekkerk van Ruth, J, Bodson, B, Dumortier, P, Moureaux, C, & Aubinet, M. (2013, April 09). Impact of grazing on carbon balance of an intensively grazed grassland in Belgium. Paper presented at European Geosciences Union, Vienne, Autriche. <http://hdl.handle.net/2268/146509>

Jerome, E, Beckers, Y, Bodson, B, Moureaux, C, & Aubinet, M. (2012, April 23). Carbon balance of an intensive grazed grassland. Paper presented at EGU General Assembly 2012, Vienne, Autriche. <http://hdl.handle.net/2268/132671>

Jerome, E, Beckers, Y, Bodson, B, Moureaux, C, & Aubinet, M. (2011, April 08). Carbon exchange in a Belgian grassland with cattle. Paper presented at EGU General Assembly 2011, Vienne, Autriche. <http://hdl.handle.net/2268/89570>

A portée nationale

Jerome, E, Beckers, Y, Bodson, B, Moureaux, C, & Aubinet, M. (2012). Carbon balance of a grazed grassland in Belgium. Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences (pp. 105-110). Ghent, Belgium: Faculty of Bioscience Engineering. <http://hdl.handle.net/2268/112081>

6.1.3 Rapport de recherche

Dumortier, P, Beekkerk van Ruth, J, Jerome, E, Heinesch, B, Aubinet, M, Bodson, B, Moureaux, C, & Beckers, Y. (2013). RAPPORT D'ACTIVITES 2012 "Etablissement du bilan de carbone d'une exploitation agricole wallonne pratiquant le système allaitant: effets du climat et de la gestion du pâturage" (Projet D31-1278). Gembloux, Belgique: Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech. <http://hdl.handle.net/2268/147999>

Jerome, E, Aubinet, M, Bodson, B, & Beckers, Y. (2012). Projet D31-1235: Etablissement du bilan de carbone d'une exploitation agricole wallonne pratiquant le système allaitant: effets du climat et de la gestion du pâturage. Rapport de synthèse: Janvier 2010 - Décembre 2011. Gembloux, Belgique: Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. <http://hdl.handle.net/2268/146691>

Jerome, E, Aubinet, M, Bodson, B, & Beckers, Y. (2010). Projet D31-1235: Etablissement du bilan de carbone d'une exploitation agricole pratiquant le système allaitant: effets du climat et de la gestion du pâturage. Rapport d'activités: Janvier 2010 - Décembre 2010. Gembloux, Belgique: Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. <http://hdl.handle.net/2268/146693>

6.1.4 Allocutions et communications diverses

Articles grand public ou de vulgarisation

Jerome, E, Beckers, Y, Bodson, B, Dumortier, P, Beekkerk van Ruth, J, Heinesch, B, Moureaux, C, & Aubinet, M. (2012). Agriculture et changements climatiques: bilan de carbone d'une prairie pâturée en

Région wallonne. Côté Boeuf : Magazine Semestriel de la FVBW, 10, p. 3-8.
<http://hdl.handle.net/2268/148947>

Beckers, Y, Jerome, E, Moureaux, C, Bodson, B, & Aubinet, M. (2011). Production de viande - réchauffement climatique. Côté Boeuf : Magazine Semestriel de la FVBW, 7, p. 6-8.
<http://hdl.handle.net/2268/99490>

6.1.5 En cours

Rédaction et soumission d'un article bibliographique intitulé « Impact of grazing on carbon dioxide exchanges in an intensively managed Belgian grassland ». Nous l'avons soumis en septembre 2013 à la revue « Agriculture, Ecosystems and Environment ».

Rédaction d'un article scientifique intitulé « Carbon balance of an intensively grazed grassland in Wallonia ». La soumission est prévue pour décembre 2013.

7 Conclusion générale

Durant la deuxième biennale, nous avons d'une part consolidé les résultats du bilan de C de la parcelle d'étude et d'autre part, quantifié les impacts du pâturage sur ce bilan. Nous avons aussi initié des mesures de flux de méthane et développé un système de géo localisation afin d'associer ces flux au bétail.

Les résultats du bilan C et de ses composantes montrent l'importance, non seulement de quantifier et d'étudier tous les flux de C, vu leur impact sur le budget, mais aussi de répéter ces estimations sur plusieurs années vu leur variabilité. Nos analyses ont montré en effet que, si la parcelle se comportait comme une source de carbone les deux premières années, elle se comportait comme un puits la troisième année ce qui menait à un bilan neutre en moyenne sur trois ans. La variation des conditions climatiques est le principal facteur expliquant la variabilité des échanges de CO₂, mais les pratiques de gestion appliquées de manière routinière ou en réponse à des conditions climatiques extrêmes ont également eu un impact significatif sur le bilan. Ce résultat est du même ordre de grandeur que ceux obtenus pour des études menées en Wallonie et mesurant les variations du taux de C dans le sol. En effet, ces études présentent des valeurs de variation du taux de carbone dans le sol allant de -50 g C m⁻² an⁻¹ à 50 g C m⁻² an⁻¹ (Meersmans et al., 2011; Goidts and van Wesemael, 2007 ; Lettens et al., 2005a). Ce résultat signifie que la séquestration de carbone dans le sol ne suffit pas à compenser les autres émissions de GES (CH₄, N₂O) par l'écosystème étudié. En vue de développer des pratiques de gestion capables de diminuer les émissions de GES de ce type de système d'élevage, une meilleure compréhension des effets du pâturage sur le bilan de la parcelle était indispensable. Grâce à un traitement particulier des données de flux de CO₂, nous avons montré que le pâturage diminuait significativement la capacité photosynthétique de la prairie, suite à la diminution de la biomasse au dessus du sol par le pâturage et nous avons quantifié cette diminution en fonction de la charge en bétail et de la durée de pâturage. De plus, grâce à des expériences inédites de confinement, nous avons pu quantifier de manière précise la contribution directe du bétail aux émissions totales de CO₂ de l'écosystème. Ces résultats sont importants car ils permettent d'objectiver la contribution du bétail aux émissions totales de CO₂ d'une prairie pâturée par des bovins Blanc Bleu Belge et gérée intensivement. Durant la prochaine biennale, nous continuerons ces analyses en comparant deux modes de pâturage : le pâturage permanent et le pâturage tournant. Chaque système possède ses avantages et inconvénients. Globalement le pâturage tournant bien conduit permet de mieux exprimer le potentiel de production de la prairie et de l'exploiter de manière optimale. A l'inverse, le pâturage permanent provoque souvent un surpâturage de certaines zones et un sous-pâturage d'autres zones. Notre hypothèse de base est que le mode de pâturage d'une prairie permanente peut affecter son bilan en carbone et en GES. Cette étude est importante car elle permettra d'identifier des pratiques agricoles favorisant la séquestration de carbone tout en tenant compte des effets des changements climatiques.

Par ailleurs, un système de mesure des flux de méthane installé sur le site depuis plus d'un an fonctionne maintenant en continu, ce qui met à notre disposition une grande base de données. Il

apparaît que la parcelle se comporte en permanence comme une source de méthane. Son intensité est de l'ordre de $0.01 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ($0.28 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en équivalent CO_2) en l'absence de bétail mais peut monter jusqu'à $0.2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ($5.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en équivalent CO_2) en sa présence. L'analyse des flux a permis de fournir une première estimation de la quantité de méthane émis par tête de bétail ($53.4 \pm 2.75 \text{ kg CH}_4 \text{ UGB}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et d'observer leur dynamique journalière. Ce résultat est du même ordre de grandeur que le facteur d'émission standard ($57 \text{ kg CH}_4 \text{ UGB}^{-1} \text{ an}^{-1}$) considéré par le Groupe Intergouvernemental d'Experts pour le Climat dans le cas d'un élevage viandeux en Europe de l'ouest (GIEC, 2007).

Une quantification plus précise des émissions par le bétail est encore à effectuer. A cette fin, une expérience de géo-localisation du bétail se prépare : des prototypes de GPS fonctionnels, entièrement paramétrables et peu gourmands en énergie ont été mis au point. De plus, nous avons ajouté un accéléromètre sur le dispositif de manière à identifier le comportement du bétail et, si tout fonctionne correctement, relier ce comportement aux mesures de flux. Ces prototypes sont en cours de multiplication (30 exemplaires) et seront mis en place au cours de la troisième biennale.

8 Références

- 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., 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., 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 Forrection. Eddy covariance: a practical guide to measurements and data analysis*. Springer verlag. 438 p. 133-158.
- Bahn M., Knapp M., Garajova Z., Pfahringer N., Cernusca A. (2006). Root respiration in temperate mountain grasslands differing in land use. *Global Change Biology* (2006). **12**, 995-1006.
- 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.
- 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 Biology & Biochemistry*. **36**, 237-243.
- 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.
- 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.
- Dengel S, Levy P, Grace J, Jones S., Skiba M (2010). Methane emissions from sheep pasture, measured with an open-path eddy covariance system. *Global Change Biology*. **17** (12): 3524-3533.
- 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.
- 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.
- 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.
- Garnsworthy P., Craigon J., Hernandez-Medrano J., Saunders N. (2012). Variation among individual dairy cows in methane measurements made on farm during milking. *Journal of Dairy Science*. **95**, 3181–3189.
- 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., Gruenwald 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.

Herbst M., Friborg T., Ringgaard R., Soegaard H. (2011). Interpreting the variations in atmospheric methane fluxes observed above a restored wetland. *Agricultural and Forest Meteorology*. **151**, 841-853.

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

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 N₂O fluxes in an alpine meadow ecosystem on the Tibetan plateau. *Soil Biology & Biochemistry*. **42**, 944-952.

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*. Publication 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., 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.
- 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**, 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.
- 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. *Agricultural and Forest Meteorology*. **151**, 792-802.
- Lloyd J., Taylor J.A. (1994). On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*. **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., Tnag 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 Biology*. **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. *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.
- McGinn S. (2013). Developments in micrometeorological methods for methane measurements. *Animal*. **7** Suppl 2, 386-393.
- 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.
- Moyano F.E., Kutsch W.L., Rebmann C. (2008). Soil respiration fluxes in relation to photosynthetic activity in broad-leaf and needle-leaf forest stands. *Agricultural and Forest Meteorology*. **148**, 135-143.
- 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.
- Owensby C.E., Ham J.M., Auen L.M. (2006). Fluxes of CO₂ From Grazed and Ungrazed Tallgrass Prairie. *Rangeland Ecology & Management*. **59**, 111-127.
- 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.
- 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **121**, 30-46.
- 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 Biology*. **14**, 1620-1632.
- Raiesi F., Asadi E. (2006). Soil microbial activity and litter turnover in native grazed and ungrazed rangelands in a semiarid ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*. **43**, 76-82.

- 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. et al. (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.
- 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. *Theoretical and Applied Climatology*. **80**, 187-203.
- Sauvant D., Giger-Reverdin S. (2009). Les variations du bilan carbone des ruminants d'élevage. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*. **16**.
- Schultze 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.
- 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., 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, NO₂, 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.

SPW, 2010. Evolution de l'économie agricole et horticole de la Wallonie 2009-2010. Publication du Service Public de Wallonie.

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.

Vermorel M. (1995). Productions gazeuses et thermiques résultant des fermentations digestives. Dans R. Jarrige (Editeur), Y. Ruckebusch (Editeur), C. Demarquilly (Editeur), M.H. Farce (Editeur), M. Journet (Editeur), INRA, Paris, Nutrition des ruminants domestiques, ingestion et digestion (p. 649-670). *Mieux Comprendre* (10). Paris, FRA : INRA Editions.

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 Biology*. **13**(4), 761-775.