



HAL
open science

Effets des conditions environnementales et des pratiques culturales sur les flux de carbone et d'eau dans les agrosystèmes

Pierre Béziat

► **To cite this version:**

Pierre Béziat. Effets des conditions environnementales et des pratiques culturelles sur les flux de carbone et d'eau dans les agrosystèmes. Sciences de la Terre. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2009. Français. NNT: . tel-00447499

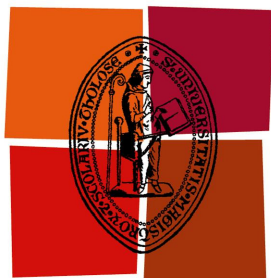
HAL Id: tel-00447499

<https://theses.hal.science/tel-00447499v1>

Submitted on 15 Jan 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par l'Université Toulouse III - Paul Sabatier
Discipline ou spécialité : *Ecologie fonctionnelle*

Présentée par **Pierre BEZIAT**

Le 18 Décembre 2009

**Effets des conditions environnementales et des pratiques culturelles sur
les flux de carbone et d'eau dans les agrosystèmes**

Jury

J. P. GASTELLU-ETCHEGORRY, *Professeur, Université de Toulouse*

B. GABRIELLE, *Professeur, AgroParisTech/INRA, Paris*

A. GRANIER, *Directeur de recherche, INRA Nancy*

M. AUBINET, *Professeur, Université de Liège*

Président

Rapporteur

Rapporteur

Examinateur

Directeur de Thèse : Eric Ceschia

Ecole doctorale : *Sciences de l'univers, de l'environnement et de l'espace (SDUEE)*
Unité de recherche : *Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère (CESBIO UMR 5126)*

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier sincèrement le **CESBIO** et sa direction ainsi que le **chantier Sud Ouest** dans lequel s'inscrive mes travaux. Vous m'avez chaleureusement accueilli il y a déjà plus de cinq ans, pour tout d'abord un stage de DESU, puis pour un stage de Master 2 qui m'a finalement motivé et donné l'opportunité de faire cette thèse.

Je remercie les gestionnaires des parcelles instrumentales, M. **Jean Andréoni** de l'association des agriculteurs d'Auradé et M. **Michel Gay, Jean Paul Kummel** et **Benoît Cantaboube** de l'Ecole Supérieure d'Agriculture de Purpan. Les données acquises sur leurs parcelles représentent le fondement de mon travail de thèse.

Un grand merci aux membres du comité de suivi de cette thèse, **Hendrik Davi, Benoît Duchemin, Eric Lamaud, Valérie le Dantec, Albert Olozo** et **Vincent Rivalland** ainsi qu'à toutes les personnes intérieures et extérieures au CESBIO m'ayant apporté leurs conseils et suggestions scientifiques...

Merci à l'ensemble du personnel technique pour leur soutien à l'acquisition des données expérimentales.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à **Eric Ceschia**, directeur de cette thèse. Merci pour toute la confiance dont tu fais preuve à mon égard, de t'être autant investi pour moi depuis le DESU et jusqu'à aujourd'hui. Merci de m'avoir appris tant de choses, de la physique de la turbulence à la respiration autotrophe en passant par le fonctionnement du logiciel d'Excel (même si Matlab est vraiment mieux !). Merci pour tout ton travail de correction et d'amélioration aussi bien à l'écrit qu'à l'oral, tes conseils m'ont toujours été précieux et continueront à l'être. Enfin merci pour ton amitié qui m'est très précieuse, aussi bien pour la musique que pour manger des cochons grillés ou boire des deep-charges... !

Un grand merci à mes collègues et amis du CESBIO (**Rémy, Pascal, Fred, Vincent, Benoît, Nathalie...**) avec qui je partage de très bon moment de détente et d'humour mais aussi de discussions philosophiques et scientifiques... ! Avec une mention spéciale pour **Martin** qui en plus de tout ça doit me supporter tous les jours et qui a subit mon stress de fin de thèse... ! Sans oublier l'ensemble des stagiaires avec qui j'ai partagé le bureau et/ou qui ont participé de près ou de loin à ce travail de thèse.

Enfin je souhaite transmettre toute mon affection et mes remerciements à ma famille et mes proches qui me soutiennent sur tous les plans depuis toujours (avec notamment les précieuses corrections orthographiques de ma mère !) et qui ont plus que contribué à ce que je suis et ce que je fait aujourd'hui.

Résumé

Les agrosystèmes représentent une importante part des terres émergées (plus d'un tiers de la surface au sol en Europe) et sont au cœur de nombreuses problématiques de développement durable. Ils sont consommateur d'eau et produisent des gaz à effet de serre (GES) qui contribuent aux changements climatiques en cours, ceux-ci ayant en retour des impacts encore difficiles à prévoir sur le fonctionnement et la gestion des agrosystèmes. L'étude des cycles biogéochimiques au sein des agrosystèmes est donc fondamentale. Le principal objectif de ces travaux de thèse a été d'étudier le fonctionnement carboné et hydrique des agrosystèmes à partir du suivi de la végétation (phénologie, biomasse, surface foliaire) et de mesures micro météorologiques d'échanges de matière (CO_2 , H_2O) et d'énergie à l'interface entre le système sol/couvert et l'atmosphère sur deux parcelles agricoles expérimentales situées au Sud Ouest de Toulouse.

L'ensemble de ces travaux a permis de montrer que la mesure des flux par la méthode des fluctuations turbulentes (EC) permet de quantifier les bilans de carbone et d'eau des agrosystèmes et d'étudier certains des processus physiques et écophysologiques à l'origine des différents flux. A partir de ces mesures, une analyse des flux et bilans d'eau et de carbone a été effectuée. Une méthode de calcul des écobilans intégrant les émissions de GES liées aux pratiques culturales a été établie pour nos sites et appliqués aux parcelles expérimentales de cultures du réseau Européen CarboEurope-IP, représentant un panel important de cultures et de pratiques culturales. Les mesures annuelles de flux net de CO_2 à l'interface sol/couvert et atmosphère ont montré que les agrosystèmes se comportent le plus souvent comme des puits atmosphériques de carbone. Cependant, la prise en compte des imports de carbone (fertilisation organique et semences) et des exports de carbone au moment de la récolte en plus des mesures de flux net vertical au dessus de la parcelle a permis de montrer que le bilan de carbone des cultures correspond rarement à un puits et que le plus souvent il est une source de carbone pour l'atmosphère ($127 \pm 243 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour 41 années-sites du réseau CarboEurope-IP). En moyenne, pour ces 41 années-sites étudiés, le flux net vertical de CO_2 représentait 37 % du bilan de carbone (soit 88 % des entrées de carbone dans la parcelle), les apports de carbone sous forme de fertilisation organique et de semences représentaient 5 % du bilan (soit 12 % des entrées de carbone) et les exports de carbone au moment de la récolte représentaient 58 % du bilan.

Les émissions de GES liées aux pratiques culturales représentaient en moyenne seulement 7.6 % du bilan de GES. Ces résultats montrent qu'il est donc fondamental de considérer les flux biosphériques de CO_2 (qui représentent 88 % des entrées de carbone) dans le bilan annuel de GES de la parcelle sans quoi ce bilan serait très fortement surestimé.

L'efficacité de l'utilisation de l'eau (WUE) a été abordée à travers des points de vue agronomiques (production de biomasse par quantité d'eau évapotranspirée) et environnementaux

(production nette de carbone de l'écosystème par quantité d'eau évapotranspirée). Ces approches pouvaient parfois produire des résultats contradictoires dans le cas de cultures avec de fortes exportations de biomasse (cas du maïs utilisé pour l'ensilage par exemple) et doivent donc être précautionneusement pris en compte dans l'optique d'une gestion durable des agrosystèmes.

Finalement les mesures de flux ont permis 1) de tester une première version du modèle ICASTICS qui permettra de mieux comprendre les processus et de simuler les différentes composantes des flux nets d'eau et de carbone des agrosystèmes pour une gamme importante de cultures, de modes de gestions et de conditions climatiques. 2) de faire évoluer le modèle SAFY pour qu'il puisse calculer des flux et bilans d'eau et de carbone à des échelles supérieures à celles de la parcelle, en utilisant des données de télédétection, dans une perspective de gestion des ressources.

Abstract

Agrosystems represent an important proportion of terrestrial ecosystems (more than one third in Europe) and play a key role in sustainable development issues. For instance, they produce green house gasses (GHG) that contribute to climate changes whose feedback on agrosystem functioning and management are still difficult to predict. Therefore, studies on biogeochemical cycle in agrosystems and their GHG production are essential. The main objective of this PhD thesis was the study of cropland carbon and water cycles using 1) micro meteorological measurements of mass and energy fluxes at the soil/vegetation and atmosphere interface and 2) data describing crop dynamics (phenology, biomass, leaf area) for two experimental crop sites located near Toulouse in South West France.

This work showed that micro meteorological measurements of fluxes by the eddy covariance method (EC) are well suited to quantify agrosystem carbon and water budgets and to study the main physical and ecophysiological processes driving the different fluxes. From these measurements, carbon and water fluxes were analysed. A methodology to compute GHG budgets at plot scale considering GHG emissions associated with farm operations was developed at our sites and applied to the CarboEurope-IP cropland sites, representing an important range of crop species and management regimes. Annual net CO₂ fluxes measurements between the soil/vegetation system and the atmosphere showed that agrosystem act mostly as atmospheric carbon sinks. However, accounting for carbon inputs through organic fertilisation and seeds and outputs through harvest together with vertical CO₂ fluxes measurements showed that cropland are rarely carbon sinks and most often act as carbon sources ($127 \pm 243 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for 41 site-years of the CarboEurope-IP network). On average for these 41 studied site-years, vertical CO₂ fluxes represented 37 % of the carbon budget (88 % of the carbon inputs), carbon inputs through organic fertilisation and seeds represented 5 % of the budget (12 % of the carbon inputs) and carbon exportation at harvest represented 58 % of the carbon budget.

GHG emissions caused by farm operations represented only 8 % of the annual GHG budget. These results showed that accounting for biospheric CO₂ fluxes (88 % of carbon inputs) is fundamental for the evaluation of the annual GHG budgets; otherwise this budget would be strongly overestimated.

Water use efficiency (WUE) was addressed through agronomical (biomass production divided by water release by evapotranspiration) and environmental (net ecosystem carbon production divided by water release by evapotranspiration) point of view. These approaches could produce non-consistent results in the case of crops with high yields (*i.e.* maize used for silaging) and should therefore be carefully considered in the perspective of a sustainable cropland management.

Finally, flux measurements were used 1) to test a beta version of the ICASTICS model that will be used to assess processes and estimate the carbon and water net fluxes components for a range of crops, management regimes and climatic conditions. 2) .to parameterise new functions in the SAFY model, so it could calculate both water and carbon fluxes and budgets at spatial resolutions larger than plot scale, in combination with remote sensing data, in a natural resources management perspective.

Table des matières

Remerciements	3
Résumé	5
Abstract	7
Table des matières	9
Introduction générale	13
1. Contexte général	15
2. Contexte scientifique	16
3. Objectifs de la thèse.....	18
Chapitre 1. Présentation des sites et méthodes de traitement des données de flux	21
1. Introduction.....	23
2. Les parcelles expérimentales	24
3. Mesures effectuées.....	29
4. La méthode des fluctuations turbulentes	32
4.1. Théorie du calcul des flux.....	32
4.2. Dispositif expérimental.....	34
4.3. Le logiciel EdiRe	35
5. Filtrage et vérification de la qualité des flux	37
5.1. Détection des données aberrantes.....	37
5.2. Problèmes en conditions de faibles turbulences.....	39
5.3. Représentativité spatiale des flux	42
5.4. Tests de qualité des flux.....	42
5.5. Le bilan d'énergie.....	44
6. Remplacement des données manquantes	50
7. Décomposition des flux de CO ₂ et d'eau	53
7.1. Décomposition de NEE en GEP et R _E	53
7.2. Décomposition de ETR en E et TR	54
8. Estimation de l'incertitude des bilans d'eau et de CO ₂	58
8.1. Incertitude liée aux erreurs aléatoires de mesure des flux semi horaires	58

8.2. Incertitudes sur la détection automatique du seuil de u^*	60
8.3. Incertitude liée à la répartition et au nombre de trous dans le jeu de données	62
8.4. Combinaison des incertitudes.....	62
Chapitre 2. Analyse des flux et bilans de CO₂ à l'échelle de la parcelle agricole .	65
Article 1 : "Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France"	67
1. Résumé en Français	68
2. Abstract.....	70
3. Introduction.....	71
4. Materials and methods	73
4.1. Site descriptions.....	73
4.2. Field measurements.....	74
4.3. Flux data treatments.....	77
5. Results and discussion	83
5.1. Site meteorology.....	83
5.2. Crop growth and production	83
5.3. Seasonal changes in carbon fluxes.....	87
5.4. NEE response to light.....	93
5.5. Crop carbon balance.....	96
6. Summary and conclusions	102
7. Acknowledgements.....	104
Article 2 : "Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites"	105
1. Résumé en Français	107
2. Abstract.....	109
3. Introduction.....	110
4. Material and Methods	112
4.1. Sites and biospheric fluxes	112
4.2. Net Ecosystem Carbon budget calculations	114
4.3. Emissions from farm operations.....	115
4.4. Total GHG Balance.....	119
5. Results.....	122
5.1. Net Ecosystem Production.....	122
5.2. Carbon exports.....	126

5.3. Carbon inputs	126
5.4. Net Ecosystem Carbon budget.....	127
5.5. Emissions from farm operations.....	129
5.6. Total GHG budget	133
5.7. Assessment of crop performance	134
6. Discussion.....	136
6.1. Net ecosystem production.....	136
6.2. NECB and NBP	138
6.3. Emissions from farm operations.....	139
6.4. GHG budgets.....	140
6.5. Crop performance	141
7. Conclusion	142
8. Acknowledgements.....	143
Chapitre 3. Analyse des flux, bilans et efficacités de l'utilisation de l'eau à l'échelle de la parcelle agricole	145
Crops evapotranspiration partitioning and comparison of different water use efficiency approaches	147
1. Résumé en Français	148
2. Abstract.....	150
3. Introduction.....	151
4. Material and methods.....	154
4.1. Site and measurement descriptions	154
4.2. Evapotranspiration (ETR) partitioning between soil evaporation (E) and vegetation transpiration (TR).....	155
4.3. SVAT model description and calibration.....	156
4.4. Application and evaluation of partitioning methods	160
4.5. WUE calculations.....	160
5. Results and discussions.....	162
5.1. Seasonal ETR dynamics	162
5.2. Evaluation of the ICARE-SVAT model performance.....	163
5.3. Comparison of partitioning methods.....	166
5.4. Water budget	168
5.5. Daily water use efficiencies dynamics.....	170
5.6. Seasonal and annual water use efficiencies	172
6. Conclusion	176

7. Acknowledgements.....	177
Chapitre 4. Modélisation des flux de la parcelle au paysage.....	179
1. Introduction.....	181
2. Modélisation mécaniste à l'échelle de la parcelle	183
2.1. Description du modèle couplé ICASTICS.....	183
2.2. Présentation des simulations du modèle couplé ICASTICS.....	187
2.3. Discussion et conclusions.....	192
3. Modélisation spatialisée des flux de CO ₂	194
3.1. Description du modèle SAFYE	194
3.2. Description du module de flux de CO ₂	197
3.3. Evaluation du module de flux de CO ₂	199
3.4. Spatialisation de SAFYE et du module de flux de CO ₂	203
3.5. Discussion et conclusions.....	209
Conclusion générale.....	211
1. Aspects méthodologiques	213
2. Bilans et efficacités des cultures	214
3. Perspectives	216
Références bibliographiques.....	217

Introduction générale

1. Contexte général

L'écologie et le climat sont à l'heure actuelle au cœur des préoccupations sociétales internationales. L'importance d'analyser de manière objective l'impact des activités humaines sur l'évolution du climat et ses répercussions sur le fonctionnement des écosystèmes est apparue au niveau international en 1988 avec la création du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) par l'organisation météorologique mondiale et le programme des Nations Unies pour l'environnement. Le GIEC réunit les plus grands scientifiques mondiaux sur la question du climat. Il a pour mission de synthétiser sans parti pris et de façon méthodique, claire et objective, les informations scientifiques de la littérature qui sont nécessaires pour mieux comprendre les fondements des risques liés au changement climatique d'origine humaine, cerner plus précisément les conséquences possibles de ce changement et envisager d'éventuelles stratégies d'adaptation et d'atténuation (<http://www.ipcc.ch/>). Le GIEC a produit quatre rapports d'évaluation qui ont servi de base scientifique pour les décideurs politiques. Dans le dernier rapport datant de février 2007, le GIEC conclut que l'essentiel de l'accroissement constaté de la température moyenne de la planète depuis le milieu du XXe siècle est "très vraisemblablement" dû à l'augmentation observée des gaz à effet de serre (GES) émis par l'Homme. Le taux de certitude est supérieur à 90 %, contre 66 % en 2001.

Il est donc évident qu'il existe à l'heure actuelle une nécessité et une volonté politique de comprendre et de quantifier au mieux les cycles biogéochimiques à l'origine des émissions GES dans le but de 1) comprendre l'impact des activités humaines sur le climat 2) proposer des stratégies d'adaptation au changement climatique et 3) proposer des stratégies d'atténuation de l'impact des activités humaines sur le climat. La mise en place en 1997 du protocole de Kyoto, résultant des travaux du GIEC, impose aux pays signataires des engagements visant à stabiliser voire à diminuer leurs émissions de GES. Dans le cas du dioxyde de carbone (CO₂) une réduction globale de 5.2 % des émissions est prévue par le protocole d'ici 2012 par rapport aux émissions de 1990.

Le contexte général de cette thèse s'inscrit plus particulièrement dans le cadre de l'article 3.4 du protocole de Kyoto qui vise entre autre choses à estimer l'impact du changement d'utilisation des terres et de la gestion des écosystèmes terrestres sur le climat (température et précipitations) et le potentiel de capture du carbone par les agrosystèmes (Smith, 2004). Ainsi dans un second temps, des stratégies de réduction des émissions de carbone (et des autre GES) par les agrosystèmes pourront être proposées. En effet, les agrosystèmes jouent un rôle fondamental dans le cycle du carbone des écosystèmes terrestres. De part leur importance en terme de surface (plus d'un tiers de la surface au sol en Europe (Smith *et al.*, 2005b)), d'impact socio-économique, et de potentialité d'émissions de GES,

l'étude de leurs cycles biogéochimiques est fondamentale. En outre, il est aussi essentiel de prendre en compte l'utilisation de la ressource en eau par les agrosystèmes car c'est une variable majeure de leur productivité. De plus les analyses du dernier rapport du GIEC prévoient dans le futur d'importantes variations de sa disponibilité par rapport à sa distribution actuelle (IPCC, 2007).

2. Contexte scientifique

Il a été montré qu'au cours des huit mille dernières années, l'agriculture a eu un impact significatif sur la concentration atmosphérique en GES et notamment en CO₂ et en CH₄ (Salinger, 2007). De plus dans les écosystèmes terrestres, la conversion massive des forêts en cultures a causé d'importantes pertes de carbone au niveau des écosystèmes terrestres (Robert & Saugier, 2003). La première perte, immédiate, a lieu lors de l'exportation du bois. A plus long terme (plusieurs décennies), le sol déstocke du carbone, en particulier à cause des longues périodes de sol nu et des exportations répétées de biomasse propres aux agrosystèmes. En effet, durant les périodes de sol nu, il n'y a pas de fixation de CO₂ atmosphérique par photosynthèse mais seulement des pertes de carbone du sol par la respiration des micro-organismes. Par ailleurs, l'apport de carbone dans le sol ne se faisant que par les résidus de cultures et les racines restant après la récolte ainsi que par la fertilisation organique quand elle existe, les pertes de carbone du sol des agrosystèmes tendent à ne pas être compensées par les entrées de carbone (Anthoni *et al.*, 2004a; Baker & Griffis, 2005; Grant *et al.*, 2007; Hollinger *et al.*, 2005; Verma *et al.*, 2005). Les émissions de GES des agrosystèmes ainsi que les stocks de carbone du sol sont aussi impactés par les différentes pratiques culturales qui perturbent le milieu (labours, fertilisation...) (Smith, 2004). Par ailleurs, l'utilisation d'énergies fossiles pour l'utilisations et la fabrication des machines et des différents intrants représente une source supplémentaire de GES (Lal, 1997, , 2004). Les études de modélisation et d'inventaires à large échelle ont permis de montrer que les cultures représentent actuellement en Europe et dans le monde la part la plus importante des émissions biosphériques de GES (Janssens *et al.*, 2003; Smith, 2004) mais les incertitudes portant sur ces estimations sont très importantes voire même supérieures à l'estimation de la source, en raison de la grande diversité des espèces cultivées et des pratiques culturales associées. De plus, les observations et les prédictions des changements climatiques tendent à montrer une modification des moyennes, des écarts types et de la distribution spatiale des températures et des précipitations (IPCC, 2007) ce qui à terme devrait fortement impacter l'agriculture (Brouder & Volenec, 2008).

Les études basées sur des mesures locales sont essentielles. Elles permettront de quantifier et de comprendre l'impact des déterminants naturels et anthropiques sur les cycles biogéochimiques à

l'origine des émissions de GES et sur le cycle de l'eau dans les agrosystèmes en couvrant différentes espèces cultivées et pratiques culturales associées. Ainsi, une meilleure estimation du potentiel de séquestration de carbone par les agrosystèmes pourra être effectuée. Enfin, ces études doivent être menées en prenant en compte les problèmes agronomiques et économiques liés à l'augmentation de la population mondiale et des demandes en nourriture associées.

La nécessité de mesurer les échanges de carbone et d'eau entre le système sol-couvert et l'atmosphère s'est traduite par la mise en place de réseaux de mesures de flux internationaux ayant pour but de quantifier et d'analyser les échanges de matière et d'énergie pour une large gamme d'écosystèmes. A l'échelle mondiale, le réseau FLUXNET rassemble les sites de mesures micro-météorologiques, utilisant la méthode des fluctuations turbulentes (EC pour Eddy Covariance en anglais) permettant de mesurer les échanges de CO₂, d'eau et d'énergie entre la surface et l'atmosphère. FLUXNET compte actuellement environ six cents stations d'EC réparties sur les différents continents et couvrant une large gamme d'écosystèmes et de conditions climatiques (Figure 1)

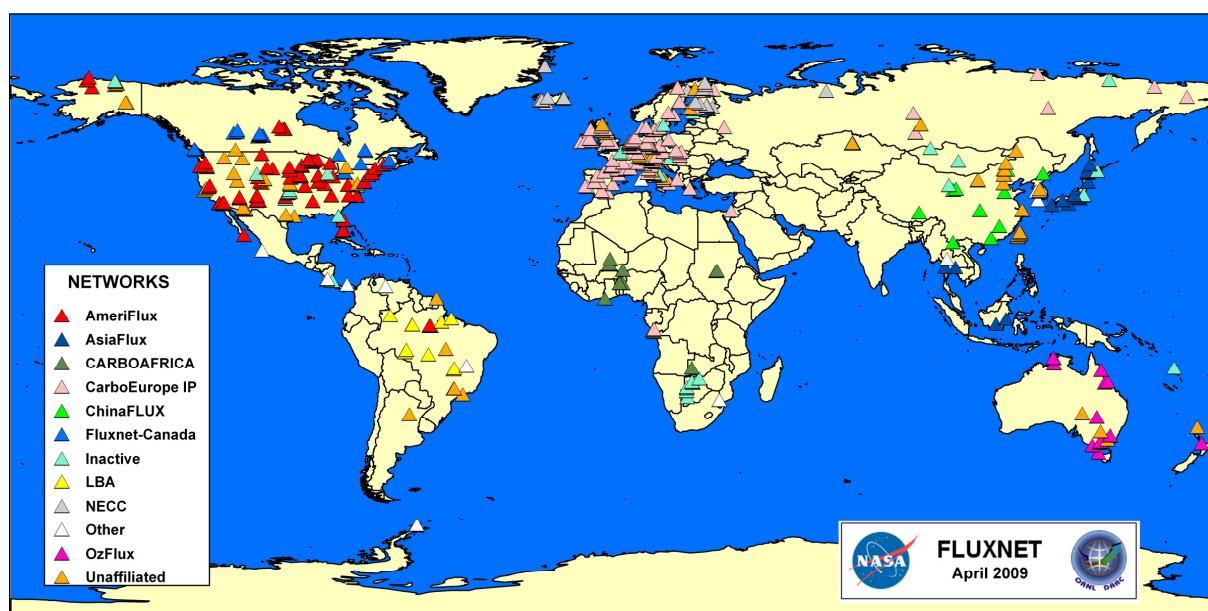


Figure 1 : distribution mondiale des stations d'EC du réseau FLUXNET et de ses composantes continentales en Avril 2009.

Le premier objectif de ces réseaux est l'établissement d'une base de données de qualité, permettant de centraliser les mesures et les informations relatives aux différents écosystèmes terrestres étudiés, afin de faciliter les méta-analyses sur le fonctionnement des écosystèmes terrestres en réponse aux contraintes climatiques et anthropiques. Le second objectif est d'utiliser l'ensemble de ces données afin de développer, tester et valider des modèles de fonctionnement des écosystèmes terrestres. Ces modèles peuvent ensuite être utilisés pour 1) tester l'impact de différents scénarios d'évolutions climatiques et socioéconomiques sur le fonctionnement des écosystèmes terrestres et 2) de spatialiser les flux et les bilans à des échelles régionales et continentales, par l'utilisation couplée de la modélisation et de la télédétection. Cependant, à l'heure actuelle, la plupart des études visant à

étudier les cycles biogéochimiques des GES et de l'eau ont principalement été effectuées pour les forêts et les prairies. Peu d'études ont été effectuées sur cultures, notamment avec une prise en compte détaillée de l'impact des pratiques culturales sur les émissions de GES.

Le laboratoire du Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère (CESBIO), dans lequel j'ai effectué mes travaux de thèse développe des connaissances sur le fonctionnement et la dynamique de la biosphère continentale à différentes échelles spatiales et temporelles. Cette thèse s'inscrit plus particulièrement dans le cadre du chantier "Sud Ouest" interne au laboratoire visant à étudier les bilans d'eau et de carbone sur une zone très anthropisée de la région Midi-Pyrénées. Ces travaux s'appuient sur l'analyse de données *in situ* acquises sur deux parcelles expérimentales agricoles au sud ouest de Toulouse, Auradé et Lamasquère qui contribuent à alimenter la base de données de l'observatoire spatial régional (OSR) mise en œuvre par le CESBIO. Ces deux parcelles ont fait partie du projet Européen CarboEurope-IP (composante Européenne de FLUXNET, voir Figure 1) et contribuent en outre à divers programmes de recherche nationaux (GICC-carbofrance, VULNOZ, IFLOZ) et internationaux (FLUXPYR, ...).

3. Objectifs de la thèse

Le principal objectif de la thèse est d'étudier le fonctionnement carboné et hydrique des agrosystèmes à partir de mesures micro météorologiques d'échanges de matière (CO_2 , H_2O) et d'énergie ainsi que des mesures de suivi de la végétation (phénologie, biomasse, surface foliaire).

Dans un premier temps, le travail a consisté à développer des méthodologies adaptées aux cultures afin de prendre en compte la discontinuité temporelle du couvert végétal, spécifique aux agrosystèmes, dans le traitement des données de flux. Des méthodologies de décomposition des flux net d'eau et de CO_2 dans leurs différentes composantes ont été mises en œuvre afin d'estimer la contribution relative des différents processus dans les bilans. Les bilans de carbone et d'eau ont été calculés à l'échelle de la parcelle agricole en prenant en compte l'impact de la gestion des cultures en terme d'apport d'eau (irrigation), d'import de carbone à travers la fertilisation organique et d'export de carbone au moment de la récolte. Une méthodologie permettant d'estimer les émissions de GES liées à l'utilisation et à l'entretien des machines ainsi qu'à la fabrication et au conditionnement des différents intrants a également été développée dans le but d'effectuer un écobilan en équivalent carbone complet à l'échelle de la parcelle agricole. Enfin, les méthodologies de décomposition des flux net d'eau et de CO_2 ont permis d'étudier l'efficacité de l'utilisation de l'eau pour les plantes et pour l'écosystème dans son ensemble.

Les objectifs de ces développements méthodologiques étaient 1) d'analyser la dynamique saisonnière des flux de carbone et d'eau pour différentes cultures, en relation avec le climat et les pratiques culturales, 2) d'analyser le bilan de carbone de ces cultures en quantifiant la contribution des différentes composantes naturelles (flux net vertical de CO₂) et anthropiques (imports et exports de carbone) et d'évaluer l'impact des émissions liées aux différentes opérations de gestion, 3) d'analyser les différentes composantes du bilan d'eau et de comparer l'efficacité de l'utilisation de l'eau de ces cultures à l'échelle des plantes et à l'échelle de la parcelle agricole selon des points de vues environnementaux et agronomiques et 4) de valoriser les mesures *in situ* à travers l'évaluation d'outils de modélisation qui permettront à terme de prévoir la réponse des agrosystèmes aux variations climatiques et à l'évolution des pratiques culturales, et de spatialiser les flux et bilans de carbone et d'eau à des échelles allant jusqu'à la région.

La thèse a été divisée en quatre chapitres :

- Dans le chapitre 1, les sites expérimentaux sont décrits, puis la méthodologie concernant la mesure et le calcul des flux par la méthode d'EC est détaillée. Ensuite, les différents traitements des flux permettant d'aboutir à des jeux de données complets pour calculer les bilans et les composantes des flux net de CO₂ et d'eau sont détaillés en explicitant les adaptations nécessaires pour les agrosystèmes ainsi que les problèmes et limitations de la méthode. Une méthodologie d'estimation de l'incertitude sur les bilans calculés à partir de ces mesures est enfin proposée.
- Le chapitre 2 s'intéresse à l'analyse des flux et bilans de CO₂ et des autres GES à l'échelle de la parcelle agricole. Ce chapitre correspond à deux articles scientifiques, le premier s'intitulant "Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France" est publié dans la revue *Agricultural and Forest Meteorology*. Dans cet article les données de flux de CO₂ des parcelles expérimentales d'Auradé et de Lamasquères sont analysées en fonction de variables climatiques et des pratiques culturales. Leurs impacts sur le bilan annuel de carbone y sont ensuite discutés. Le second article s'intitule "Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites" et est soumis à la revue "Agriculture, Ecosystems & Environment". Cet article dresse un écobilan complet exprimé en équivalent carbone, pour l'ensemble des parcelles agricoles expérimentales du réseau CarboEurope-IP, en intégrant le bilan de carbone de la culture ainsi que les émissions de GES liées aux différentes pratiques culturales.
- Dans le chapitre 3, les flux, bilans et efficacités de l'utilisation de l'eau (WUE pour Water Use Efficiency en anglais) à l'échelle de la parcelle agricole sont analysés pour les parcelles expérimentales d'Auradé et de Lamasquères. Ce chapitre correspond à un article qui va être soumis à la revue "Agricultural and Forest Meteorology". Une méthode de séparation des flux

d'évapotranspiration en évaporation et en transpiration est proposée. Elle est évaluée par comparaison avec les sorties d'un modèle mécaniste (modèle ICARE-SVAT) et utilisée pour déterminer l'importance relative des différentes composantes du bilan d'eau et l'efficacité de l'utilisation de l'eau à l'échelle des plantes. Les valeurs de WUE à l'échelle de la plante et de l'écosystème sont comparées pour les différentes cultures et différentes approches pour calculer la WUE de l'écosystème sont ensuite comparées et discutées, selon des points de vues environnementaux et agronomiques.

- Enfin, le chapitre 4 représente un travail d'ouverture sur l'utilisation et la valorisation des mesures de flux. Deux approches de modélisation sont abordées. La première correspond aux travaux de développement d'un modèle mécaniste de fonctionnement des agrosystèmes, le modèle ICASTICS, couplant des modules issus de modèles de transfert d'eau et d'énergie entre le sol, la végétation et l'atmosphère (issus du modèle ICARE-SVAT, évalué dans le chapitre 3), de production des cultures (issus du modèle STICS) et de simulation écophysiological des flux de CO₂ (issus du modèle CASTANEA). Dans la seconde approche, la spatialisation des flux de CO₂ est abordée à travers l'utilisation d'un modèle de culture empirique avec une paramétrisation simple (modèle SAFYE), couplé à un module de flux de CO₂ (production primaire brute et respiration autotrophe) qui a été développé pour être utilisé avec les sorties de SAFYE (biomasse et LAI). L'objectif est d'effectuer une spatialisation des flux de CO₂ à l'aide de cartes d'occupation du sol de série d'images à haute résolution spatiale issues du satellite FORMOSAT2. Les sorties spatialisées du modèle sont ainsi présentées et comparées avec les mesures des parcelles expérimentales d'Auradé et de Lamasquère.

**Chapitre 1. Présentation des sites
et méthodes de traitement des
données de flux**

1. Introduction

Dans ce chapitre, les deux parcelles expérimentales d'Auradé et de Lamasquère ainsi que les mesures qui y sont effectuées vont être décrites. La suite du chapitre s'intéresse plus particulièrement à la méthode des fluctuations turbulentes (EC pour Eddy Covariance en anglais). Cette méthode permet de quantifier les échanges de matière (CO₂, H₂O...) et d'énergie à l'interface entre une surface et l'atmosphère. Un bref rappel de la méthode de mesure et de la théorie de calcul des flux à partir des données brutes d'EC sera effectué par rapport à la littérature de référence (Aubinet *et al.*, 2000; Baldocchi *et al.*, 2001; Baldocchi, 2003; Brunet *et al.*, 1995; Grelle & Lindroth, 1996; Moncrieff *et al.*, 1997) et pour le type d'instrumentation et les caractéristiques de nos parcelles expérimentales. Ensuite les méthodes de traitement des flux (vérification de la qualité des flux, remplacement des données manquantes, calcul de bilans, calculs d'incertitudes...) seront abordées. Ces méthodes de traitement ont été automatisées au maximum, via le développement d'un programme sous Matlab qui a permis un gain de temps conséquent dans le traitement des données de flux tout en augmentant la fiabilité et l'objectivité des différents traitements. Ce travail a représenté une part conséquente de mon travail de thèse et ce programme a depuis été utilisé par d'autres équipes au sein du CESBIO et à l'extérieur du laboratoire (INRA d'Avignon).

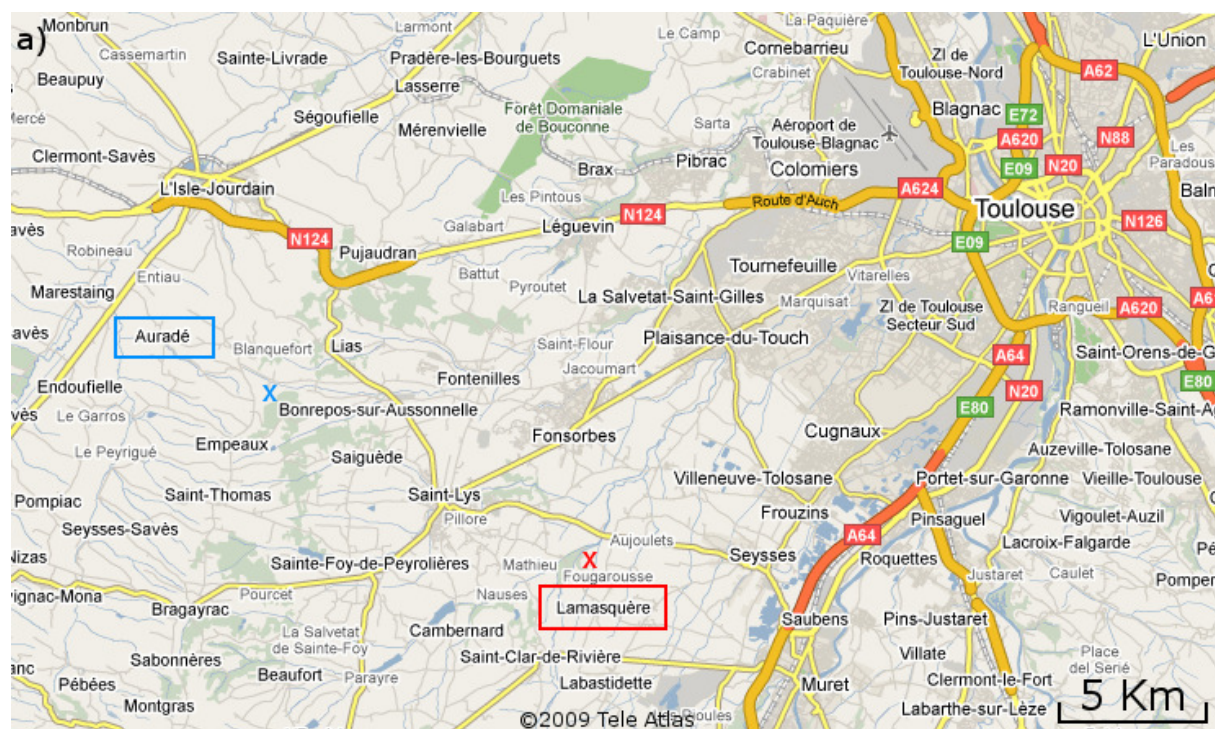
2. Les parcelles expérimentales

Mon travail de thèse est basé sur l'analyse de mesures *in situ* micro météorologiques et météorologiques ainsi que sur le suivi des caractéristiques de la végétation (surface foliaire, biomasse). Ces mesures ont été effectuées sur deux parcelles expérimentales, Auradé et Lamasquère, situées au sud-ouest de Toulouse (Figure 1). Les données utilisées dans ce travail de thèse correspondent aux cultures des années 2005, 2006 et 2007 (Tableau 2). Ces deux parcelles font partie du réseau Européen CarboEurope-IP, et ont contribué à ce projet *via* les composantes écosystème (WP1) et expérience régionale (WP5) (Dolman *et al.*, 2006). Les deux parcelles, cultivées depuis plus de trente ans, sont séparées d'environ 12 Km, ce qui leur confère des conditions climatiques proches ; cependant les conditions édaphotopographiques ainsi que les pratiques culturales sont contrastées. Les rotations de cultures sont assez représentatives des principales rotations de la région. Les principales caractéristiques des deux sites, leur type de sol ainsi que leur climat général sont récapitulés dans le Tableau 1.

Le premier site se situe dans le Gers à la limite de la Haute Garonne, sur la commune d'Auradé, à une altitude de 245 m. La parcelle instrumentée de 23.5 ha (Figure 1) gérée par Mr Andréoni, appartient au GAEC de Lambert. Elle est située sur une zone de coteaux, juste au dessus d'un petit bassin versant (3 x 1,6 Km) taillé dans la molasse en limite des terrasses de la Garonne, bien drainé et sans nappe profonde. Elle présente une pente d'environ 2 % orientée vers le Nord-Est. La parcelle est caractérisée par une rotation colza/blé/tournesol/blé. Elle est labourée (labour avec et sans retournement) et fertilisée (engrais minéral). Elle n'est jamais irriguée en raison de l'absence de point d'eau à proximité.

Le second site est situé au Sud-Ouest de Toulouse en bordure de la rivière « le Touch », à une altitude de 180 m. La parcelle instrumentée de 32.3 ha (Figure 1) appartient au domaine de Lamothe, ferme expérimentale de l'ESAP (Ecole Supérieure d'Agronomie de Purpan). Elle suit une rotation de cultures de type triticale/maïs/blé/maïs. Elle est labourée (labour avec et sans retournement), fertilisée (engrais minéral et engrais organique : fumier et lisier) et irriguée lorsque du maïs est cultivé.

La succession des différentes cultures ainsi que les interventions sur la parcelle sont récapitulées dans le Tableau 2.



©2009 DigitalGlobe, GeoEye, IGN-France



©2009 DigitalGlobe, GeoEye, IGN-France

Figure 1 : Positionnement régional des parcelles expérimentales d'Auradé et de Lamasquère (a) et photographies aériennes de la parcelle d'Auradé (b) et de Lamasquère (c). Le haut de chaque photographie aérienne est orienté au nord et la croix rouge symbolise l'emplacement du mât de mesures.

Tableau 1 : Caractéristiques des sites et informations générales sur le sol et le climat. Les moyennes climatiques ont été mesurées sur chaque parcelle (voir section 3). Les moyennes annuelles de températures et de précipitations ont été calculées entre le 18-Mars-2005 et le 17-Mars-2006 (année 2005) et entre début Octobre et fin Septembre (années 2006 et 2007). La vitesse moyenne du vent et la rose des vents ont été calculées à partir des données du 18-Mar-2005 au 01-Oct-2007. Les normales climatiques sont issues de données de la station "Toulouse Blagnac" de "Météo France" (visibles sur Internet à l'adresse suivante : <http://www.infoclimat.fr/climatologie/index.php>) acquises entre 1961 et 1990.

		Sites	
		Auradé	Lamasquère
caractéristiques	Coordonnées	43°54'97"N, 01°10'61"E	43°49'65"N, 01°23'79"E
	Surface [ha]	23.5	32.3
	Altitude [m]	245	180
	Pente [%]	2	0
	Orientation	ENE	
	Distance du mât au bord de la parcelle dans la direction de vent dominante [m]	260 Ouest, 270 Est Sud Est	200 Ouest, 140 Est Sud Est
Sol	Classification du sol	Argile limon	Argile
	Texture [% sable; % limon; % argile]	20.6 47.1 32.3	12.0 33.7 54.3
Climat	Températures moyennes annuelles 2005 [°C]	12.84	12.54
	2006 [°C]	12.97	12.95
	2007 [°C]	13.30	13.09
	Précipitations annuelles 2005 [mm]	724	681
	2006 [mm]	684	620
	2007 [mm]	671	615
	Vitesse moyenne de vent [m s ⁻¹]	2.60	1.79
	Distribution des directions de vent		
Normales climatiques	Température moyenne annuelle [°C]	12.9	
	Précipitation annuelle [mm]	655.7	

Tableau 2 : Itinéraire technique des parcelles expérimentales d'Auradé et Lamasquère entre 2005 et 2007.

Culture				
Site	Date	Type	Quantité récoltée	Unité
Auradé	13-Sept-2004	semis colza		
	27-Juin-2005	récolte colza	525	[g DM m ⁻²]
	27-Oct-2005	semis blé d'hiver		
	29-Juin-2006	récolte blé d'hiver	600	[g DM m ⁻²]
	10-Avr-2007	semis tournesol		
	20-Sept-2007	récolte tournesol	224	[g DM m ⁻²]
Lamasquère	24-Nov-2004	semis triticale		
	11-Juil-2005	récolte triticale	1182	[g DM m ⁻²]
	01-Mai-2006	semis maïs		
	31-Aout-2006	récolte maïs	1736	[g DM m ⁻²]
	18-Oct-2007	semis blé d'hiver		
15-Juil-2007	récolte blé d'hiver	836	[g DM m ⁻²]	
Fertilisation minérale				
Site	Date	Type	Quantité	Unité
Auradé	27-Aout-2004	NPK, 0,25,25	63	[Kg P ha ⁻¹] / [Kg K ha ⁻¹]
	10-Jan-2005	ammonitrate 33.5	80	[Kg N ha ⁻¹]
	02-Mars-2005	ammonitrate 33.5	44	[Kg N ha ⁻¹]
	13-Avr-2005	ammonitrate 33.5	80	[Kg N ha ⁻¹]
	25-Jan-2006	ammonitrate 33.5	50	[Kg N ha ⁻¹]
	23-Mars-2006	ammonitrate 33.5	40	[Kg N ha ⁻¹]
	12-Avr-2006	ammonitrate 33.5	35	[Kg N ha ⁻¹]
	05-Avr-2007	NPK, 0,25,26	63	[Kg P ha ⁻¹] / [Kg K ha ⁻¹]
Lamasquère	09-Fev-2005	ammonitrate 33.5	44.85	[Kg N ha ⁻¹]
	21-Mars-2005	solution d'Azote liquide	44.13	[Kg N ha ⁻¹]
	08-Juin-2006	urée 46 %	91	[Kg N ha ⁻¹]
	18-Sept-2006	ammonitrate 33.5	139	[Kg N ha ⁻¹]
	18-Jan-2007	ammonitrate 33.6	46.5	[Kg N ha ⁻¹]
	05-Avr-2007	ammonitrate 33.6	48.2	[Kg N ha ⁻¹]
Fertilisation organique				
Site	Date	Type	Quantité	Unité
Lamasquère	01-Oct-2004	lisier	50	[t ha ⁻¹]
	19 au 28-Sept-2005	fumier	23	[m ³ ha ⁻¹]
	30-Sept au 12-Oct-2006	fumier/lisier	29/13	[t ha ⁻¹] / [m ³ ha ⁻¹]
Travail du sol				
Site	Date	Type	Profondeur	Unité
Auradé	04-Juil-2005	déchaumage (cover crop)	0.05	[m]
	04-Aout-2005	hersage (herse)	0.1	[m]
	22 au 23-Sept-2005	labour (charrue)	0.3	[m]
	29 au 30-Sept-2006	labour (charrue)	0.3	[m]
	12-Mars-2007	pseudo labour (vibroculleur)	0.1	[m]
Lamasquère	28-Sept-2004	pseudo labour (chisel)	0.1	[m]
	01-Dec-2005	labour (charrue)	0.3	[m]
	29 au 30-Mars-2006	hersage (herse)	0.1	[m]
	10 au 11-Oct-2006	labour (charrue)	0.3	[m]

Irrigation				
Site	Date	Type	Quantité	Unité
Lamasquère	13-Juin-2006	enrouleur	25	[mm]
	03-Juil-2006	enrouleur	33	[mm]
	15-Juil-2006	enrouleur	27.8	[mm]
	26-Juil-2006	enrouleur	18	[mm]
	10-Aout-2006	enrouleur	44	[mm]
Pesticides				
Site	Date	Type	Quantité	Unité
Auradé	14-Sept-2004	herbicide : colzor	3.5	[l ha ⁻¹]
	04-Fev-2005	herbicide : étamine	1.2	[l ha ⁻¹]
	27-Mars-2006	herbicide : hussar + huile actirob	1 / 1	[l ha ⁻¹]
	24-Avr-2006	fongicide : opus team	1.5	[l ha ⁻¹]
	11-Avr-2007	herbicide : challenge	2.5	[l ha ⁻¹]
Lamasquère		herbicide : mercantor + racer	1.2 / 1.5	[l ha ⁻¹]
	17-Mars-2005	herbicide : archipel	250	[g ha ⁻¹]
	15-Sept-2005	herbicide : round up	1	[l ha ⁻¹]
	05-Juin-2006	herbicide : calisto	1	[l ha ⁻¹]
	06-Juin-2006	herbicide : pampa	0.5	[l ha ⁻¹]
	07-Juin-2006	herbicide : starane	0.3	[l ha ⁻¹]
	07-Sept-2006	herbicide : round up	5	[l ha ⁻¹]
	07-Mars-2007	herbicide : archipel + huile actirob	250 / 1	[g ha ⁻¹] / [l ha ⁻¹]
	09-Avr-2007	herbicide : amistar	0.3	[l ha ⁻¹]
	09-Avr-2007	fongicide : lopus	0.5	[l ha ⁻¹]

3. Mesures effectuées

Les mâts de mesures météorologiques et micro météorologiques ont été installés vers le milieu des parcelles (Figure 1) à l'intérieur d'un enclos grillagé (Figure 2). Ils ont été positionnés de façon à optimiser les zones d'échanges surface/atmosphère perçues par le système d'EC pour qu'elles soient représentatives de la parcelle, en se basant sur la rose des vents (Tableau 1). Une description détaillée du système d'EC et du traitement des données de flux sera effectuée dans la suite de ce chapitre.



Figure 2 : Photographie des mâts de mesures de la parcelle de Lamasquère.

Les mesures de flux sont complétées par une station météorologique installée sur chaque parcelle au même emplacement que le système de flux hormis les mesures de rayonnement net (Rn), de PAR (rayonnement photosynthétiquement actif) réfléchi et transmis qui sont déportées en bordure de l'enclos pour qu'elles soient représentatives de la parcelle (Figure 2). Les types de capteurs, modèles et marques sont détaillés dans le Tableau 3. Les paramètres mesurés sont la température et l'humidité de l'air, la température de surface, les précipitations, la pression atmosphérique, la vitesse et la direction du vent, le rayonnement global, incident (courtes et longues longueurs d'ondes

séparément), réfléchis (courtes et longues longueurs d'ondes séparément), R_n et le PAR incident (total et diffus), réfléchi et transmis. Des profils de température, d'humidité et de flux de chaleur sont mesurés dans le sol (3 répétitions à 0.01, 0.05, 0.10, 0.30 m de profondeur et une mesure à 0.60 m et 1 m à Auradé et Lamasquère, respectivement). Des profils verticaux aériens de mesure de la concentration en CO_2 , de la température et de l'humidité, permettant de calculer les stockages de matière et d'énergie dans la colonne d'air sous le système d'EC (voir section 5.2) ont été mis en place sur chaque parcelle depuis septembre 2006. La mesure de chaque capteur est effectuée toutes les minutes par une centrale d'acquisition (Campbell, CR10x ou CR10) et une moyenne par demi-heure est stockée dans la mémoire interne de la centrale.

Des mesures destructives de la végétation ont été effectuées sur chaque parcelle à intervalles réguliers (tous les mois pendant les phases de croissance lente et tous les quinze jours pendant les phases de croissances rapides), afin de suivre la dynamique des cultures en terme de répartition de la biomasse et de surfaces assimilatrices (LAI pour Leaf Area Index et PAI pour Plant Area Index). Pour chaque prélèvement, les masses fraîches et sèches des différents organes aériens de la plante ont été mesurées avec deux balances, (OHAUS SPU 402 précision : 10^{-5} kg, gamme : de 0 à 0.4 kg et OHAUS SPU 4001 précision : 10^{-4} kg, gamme : de 0 à 4 kg). De même les surfaces des différents organes verts de la plante ont été mesurés avec un planimètre (Li-Cor, Li-3100). Le protocole suivi pour les différentes cultures est détaillé dans la partie 4.2.3. du premier article du chapitre 2.

Tableau 3 : liste des capteurs utilisés pour les stations météorologiques sur les parcelles expérimentales d'Auradé et de Lamasquère.

Type de capteur	Unité de la mesure	Modèle	Marque	Site de mesure
Humidité relative de l'air	%	HMP35 A	VAISALA	Les deux
Température de l'air	°C	HMP35 A	VAISALA	Les deux
Température de surface : 2 radiomètres infra rouge thermique orientés à 45 et 90°	°C	IRTS-P	Campbell	Les deux
Pluviomètre	mm	ARG100	Environmental Measurements Ltd'	Les deux
Baromètre	mBar	BS4	DELTA-T	Les deux
Vitesse et direction du vent				
Anémomètre girouette	m s ⁻¹	Windvane / prop	Young	Auradé
Anémomètre	angle en °	014A	Met One	Lamasquère
Girouette	m s ⁻¹	024A	Met One	Lamasquère
Rayonnement				
Rayonnement net	W m ⁻²	NR-lite	Kipp & Zonen	Auradé
Rayonnement global incident	W m ⁻²	CM11	Kipp & Zonen	Lamasquère
Rayonnement incident et réfléchi dans les courtes et longues longueurs d'ondes	W m ⁻²	CNR1	Kipp & Zonen	Les deux
PAR incident total de référence	μmol m ⁻² s ⁻¹	PAR-lite	Kipp & Zonen	Les deux
PAR incident total et diffus	μmol m ⁻² s ⁻¹	BF2	DELTA-T	Les deux
PAR incident total, réfléchi et transmis	μmol m ⁻² s ⁻¹	PAR-LE	Solems	Les deux
<i>pour le PAR réfléchi, la barrette est tournée vers le sol, pour le PAR transmis elle est posée sur le sol sous le couvert.</i>				
Capteurs enterrés				
Plaquettes de flux de chaleur dans le sol	W m ⁻²	HFP01	Hukseflux	Les deux
Humidité relative (volumique) du sol	%	CS616	Campbell	Les deux
	%	CS615	Campbell	Les deux
Température dans le sol	°C	TP107	Campbell	Les deux
	°C	LM35DZ	Correge température	Les deux

4. La méthode des fluctuations turbulentes

4.1. Théorie du calcul des flux

Un flux se définit comme le transfert d'une grandeur scalaire (quantité de matière ou d'énergie) par unité de surface et par unité de temps. Le flux total (F) d'une grandeur scalaire donnée au dessus d'une surface donnée, correspond à la somme de trois composantes principales suivantes :

$$F = F_t + F_s + F_a \quad (1)$$

Avec F_t , le flux turbulent vertical qui est calculé à partir des mesures d'EC. Les deux principaux moteurs de la turbulence sont : 1) les mouvements d'air créés par les forces de cisaillement, correspondant à l'interaction du vent avec une surface rugueuse, 2) la convection résultante du réchauffement de la surface par le soleil qui correspond à l'action de la poussée d'Archimède des masses d'air réchauffées en surface, donc moins denses, sur les masses d'air plus denses situées au dessus.

F_s correspond à la variation de stockage du scalaire considéré sous la hauteur de mesure d'EC. Quand les conditions turbulentes dans la couche limite de surface sont suffisamment développées, le terme F_s peut être négligé, le stockage étant alors quasi nul (Figure 5). Une description des problèmes liés à l'utilisation des mesures d'EC en conditions de stabilité atmosphérique sera effectuée dans la section 5.2 du présent chapitre.

Le flux d'advection (F_a) correspond au transport horizontal ou vertical du scalaire selon un écoulement non turbulent. L'hypothèse de l'homogénéité spatiale des flux, qui suppose une parcelle suffisamment grande, plane avec un couvert homogène, permet généralement de négliger le terme F_a .

Une description exhaustive des différents termes composant le flux total est donnée dans Aubinet *et al.* (2000) et Aubinet (2008) pour les différents types d'advection.

Sur une période d'intégration donnée (n), F_t se calcule comme la covariance entre la vitesse verticale du vent (w) et le scalaire considéré (ρ). Pour pouvoir obtenir ce flux moyen, un échantillonnage temporel suffisant de w et ρ est nécessaire, afin de bien prendre en compte l'ensemble des événements se produisant à des échelles de temps propres aux phénomènes de turbulence. Pour estimer F_t , on calcule la moyenne du produit des fluctuations de w et ρ , définies par rapport à leurs moyennes respectives sur la période d'intégration n :

$$F_t = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^{t=n} \left((w(t) - \overline{w}) \cdot (\rho(t) - \overline{\rho}) \right) \quad (2)$$

Ce calcul suppose que le flux est stationnaire sur la période considérée (Foken & Wichura, 1996). En utilisant la décomposition de Reynolds (Reynolds, 1895) pour définir les fluctuations de w et ρ ($w'(t)$ et $\rho'(t)$) par rapport à leurs moyennes respectives sur la période d'intégration n :

$$w'(t) = w(t) - \overline{w} \quad (3a)$$

$$\rho'(t) = \rho(t) - \overline{\rho} \quad (3b)$$

L'équation (2) peut alors s'écrire plus simplement :

$$F_t = \overline{w'(t) \cdot \rho'(t)} \quad (4)$$

La période d'intégration (valeur de n) la plus couramment utilisée est de trente minutes car elle permet une bonne prise en compte des basses fréquences du signal turbulent, correspondant à des turbulences de grande amplitude (Figure 3). Par ailleurs, pour une bonne prise en compte des hautes fréquences du signal turbulent (turbulences de petite amplitude), w et ρ doivent être échantillonnés à une fréquence minimale de 10 Hz. La Figure 3 permet de visualiser l'importance de la contribution respective des turbulences au flux moyen en fonction de leur amplitude. Ainsi, les turbulences contribuant le plus au flux sont celles d'amplitude moyenne (période ≈ 20 s). Les turbulences de basses fréquences (période de plusieurs minutes) et de hautes fréquences (période < 1 s) ont des contributions moindres au flux moyen.

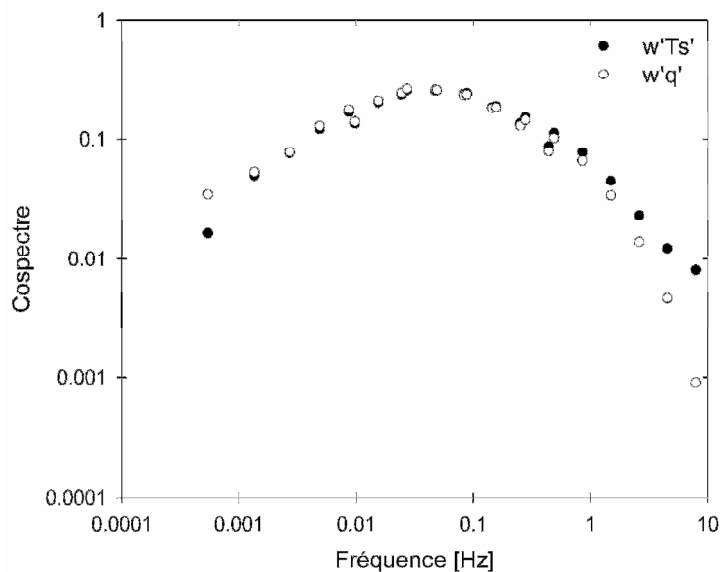


Figure 3 : Distribution en fréquence de cospectres moyens de flux de chaleur sensible ($w'Ts'$) et de flux de chaleur latente ($w'q'$), normalisés par la covariance moyenne, à Lamasquère entre le 12 avril 2006 et le 25 avril 2006 (sol nu).

4.2. Dispositif expérimental

La méthode des fluctuations turbulentes requiert deux instruments principaux : un anémomètre/thermomètre sonique à trois dimensions (SAT pour Sonic Anemometer-Thermometer) et un analyseur de gaz infra rouge (IRGA pour InfraRed Gas Analyzer). Ces deux instruments doivent être capable de faire des acquisitions rapides (20 Hz dans notre cas) pour une bonne prise en compte des hautes fréquences du signal turbulent.

Le SAT est composé de trois couples d'émetteurs/récepteurs d'ultrason. Le temps de propagation des ondes sonores permet une évaluation directe de la vitesse du vent dans les trois directions de l'espace (u , v et w) ainsi que la vitesse du son dans l'air. La vitesse du son étant directement reliée à la densité de l'air (dépendant de la température, de l'humidité et de la pression), le SAT permet de calculer la température sonique virtuelle (T_s) (voir les manuels des SAT pour le détail des calculs). Sur nos parcelles expérimentales les SAT étaient des CSAT3 (Campbell Scientific Inc, Logan, UT, USA). L'IRGA permet de mesurer la fraction molaire de CO_2 et d' H_2O dans l'air (c et q , respectivement). Il existe deux types d'IRGA, ceux qui fonctionnent en système ouvert et ceux qui fonctionnent en système fermé. Les analyseurs en système ouvert permettent une mesure directe dans l'air ambiant de c et q à proximité du SAT, ce qui permet une mise en œuvre plus simple car les problèmes de synchronisations avec le SAT sont limités, la consommation électrique est faible et les re-calibrations sont relativement espacées (plusieurs mois). Le système fermé nécessite un système de pompage de l'air au niveau du SAT qui engendre une importante consommation électrique et un décalage temporel plus important entre les mesures de l'IRGA et du SAT. Il nécessite des calibrations

fréquentes (environ tous les 15 jours). Par contre il permet d'effectuer des mesures plus stables notamment lors des périodes de précipitations ou le système ouvert ne peut pas fonctionner en raison de la perturbation du signal infrarouge par l'humidité déposée sur le capteur et par les gouttes de pluies qui interceptent le signal en passant entre les deux fenêtres. Sur nos parcelles expérimentales, seul des systèmes ouverts ont été utilisés (LI7500, LiCor, Lincoln, NE, USA); les problèmes relatifs aux systèmes fermés ne seront donc pas traités dans ce manuscrit. Pour l'IRGA en système ouvert, deux signaux infra rouges (chacun spécifique d'une bande d'absorption du CO₂ et de H₂O) sont envoyés entre une fenêtre émettrice et une réceptrice. La fraction molaire de gaz est ainsi calculée proportionnellement à l'absorption du signal infra rouge considéré (CO₂ ou H₂O). Un baromètre est aussi intégré à l'IRGA, permettant par la suite d'effectuer les corrections et changements d'unités nécessaires aux calculs des flux.

Un ordinateur ou une centrale d'acquisition avec des cartes de mémoire flash peuvent permettre l'enregistrement de ces différentes données à des fréquences élevées. Dans notre cas il s'agit d'une centrale d'acquisition (CR5000, Campbell Scientific Inc, Logan, UT, USA).

Pour nos parcelles expérimentales, le système d'EC (SAT + IRGA) a été installé de façon à ce que la hauteur minimale entre le haut du couvert et les instruments soit de 1 m (2.8 et 3.65 m à Auradé et Lamasquère, respectivement). Cette précaution est nécessaire car les turbulences étant de plus en plus petite amplitude en se rapprochant de la surface, une hauteur inférieure provoquerait une contribution trop importante des hautes fréquences (au delà de 20 Hz) et trop faible des basses fréquences dans les flux (voir Figure 3). Les centres des deux appareils étaient distant de 0.2 m.

4.3. Le logiciel EdiRe

Le logiciel EdiRe (Robert Clement, © 1999, University of Edinburgh, UK) a été utilisé pour calculer les flux turbulent de CO₂ ($F_{t,c}$), de vapeur d'eau (ETR pour l'évapotranspiration et LE pour le flux de chaleur latente correspondant) et de chaleur sensible (H), à partir des signaux turbulents acquis avec l'instrumentation décrite dans la section précédente. Comme expliqué dans la section 4.1, les flux moyens sont calculés sur des périodes de 30 min. Afin de vérifier la stationnarité des flux, les calculs sont également effectués sur des périodes de 5 min (voir section 5.4). Les principales étapes de calcul effectuées avec le logiciel EdiRe sont les suivantes :

- Pour chaque variable mesurée à 20 Hz les pics sont détectés et remplacés par une interpolation linéaire. L'algorithme de détection des pics nécessite trois paramètres : la hauteur minimale du pic (trois écarts types dans notre cas), la largeur maximale du pic (quatre données à 20 Hz dans notre cas) et le taux de chute minimal après le pic (50 % dans notre cas).

- La direction moyenne du vent sur la période de 30 min est calculée à partir des variables u et v mesurées par le SAT. Deux coefficients de rotation sont ensuite calculés et appliqués pour aligner \overline{u} dans la direction moyenne du vent et pour annuler \overline{w} (Aubinet *et al.*, 2000).
- Un décalage temporel entre les variables mesurées par le SAT et celles mesurées par l'IRGA peut survenir en raison d'un décalage électronique fixe entre les deux appareils et d'un décalage physique engendrant un décalage temporel qui varie en fonction de la vitesse et de la direction du vent. Ce décalage peut engendrer des pertes de signal plus ou moins importantes, notamment dans les hautes fréquences du signal turbulent. Le décalage est déterminé à partir du maximum de corrélation entre w et les variables mesurées par l'IRGA ; il est ensuite enlevé pour que les variables des deux instruments soient correctement recalées dans le temps.
- Les différents flux sont calculés à partir de l'Equation (4).
- Des pertes dans les hautes fréquences du signal turbulent dues à différents facteurs (réponse des capteurs, séparation des capteurs, fréquence d'échantillonnage...) peuvent engendrer une sous-estimation de 5 à 10 % des flux (Moore, 1986). Une illustration de ces pertes est présentée dans la Figure 3 pour le cospectre de $w'q'$ qui est tronqué dans les hautes fréquences comparé au cospectre de $w'Ts'$ (pour ce dernier un seul capteur est nécessaire au calcul de la covariance donc les problèmes liés à la séparation des capteurs et aux différences de temps de réponse des capteurs sont nuls). Des corrections spectrales basées sur des fonctions de transfert théoriques qui prennent en compte les caractéristiques physiques et électroniques du matériel de mesure sont appliquées aux différents flux selon la méthodologie proposée par Moore (1986).
- Les flux de vapeurs d'eau et de CO_2 sont corrigés pour prendre en compte les variations de densité des constituants (H_2O et CO_2) produites par les flux de chaleur sensible et par les flux de vapeur d'eau (Webb *et al.*, 1980) à la surface. Récemment, il a été mis en évidence que le réchauffement de la fenêtre des analyseurs en système ouvert, provoqué par l'électronique de l'appareil et les radiations solaires, pouvait induire un flux de chaleur sensible important entre les fenêtres de l'analyseur et ainsi induire des erreurs dans l'estimation des flux (Burba *et al.*, 2006; Burba *et al.*, 2008). Comme à l'heure actuelle il n'y a pas de consensus concernant les corrections à appliquer et que ce phénomène est surtout important pour des climats froids et des analyseurs positionnés verticalement (les nôtres sont inclinés à environ 60°), aucune correction n'a été faite en relation avec ce problème.

5. Filtrage et vérification de la qualité des flux

Les données de flux aberrantes et hors gammes, correspondant à des problèmes techniques, des défaillances électroniques et des conditions météorologiques non compatibles avec la méthode d'EC (pluies, trop grande stabilité, pas de turbulences ...) ont été identifiées et supprimées à l'aide de différents algorithmes. Une évaluation de la qualité des données restantes en terme de représentativité spatiale, de stationnarité du flux, de caractéristiques des turbulences et de bilan d'énergie sera ensuite effectué. Une importante particularité des agrosystèmes est la discontinuité temporelle du couvert végétal et donc des processus de transferts verticaux associés. Afin d'intégrer au mieux ce facteur, des périodes de fonctionnement des cultures (CFP pour crop functioning periods) ont été définies entre le semis, le PAI_{max} (plant area index, au maximum de développement de la culture), la récolte et le labour. Chacun des algorithmes de sélection et de vérification des données a été appliqué indépendamment pour chaque CFP.

5.1. Détection des données aberrantes

Dans un premier temps, les données semi horaires des différents flux ont été supprimées si leur valeur ou si la moyenne et l'écart type des scalaires correspondants étaient en dehors de gammes réalistes (Tableau 4, Figure 4).

Tableau 4 : Gammes de sélection des flux en fonction de leur valeur ainsi que de la moyenne et de l'écart type du scalaire correspondant.

	Limite basse	Limite haute
F_{tc}		
c [ppm]	340	700
$\sigma(c)$ [ppm]	0	10
F_{tc} [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	-60	30
LE		
q [mmol m^{-3}]	0	1500
$\sigma(q)$ [mmol m^{-3}]	0	300
LE [W m^{-2}]	-50	600
H		
T_a [$^{\circ}\text{C}$]	-20	60
$\sigma(T_a)$ [$^{\circ}\text{C}$]	0	2
H [W m^{-2}]	-200	600

Une importante source de bruit dans les mesures d'EC est liée à la présence de gouttes d'eau perturbant le trajet optique du signal infra rouge de l'IRGA. Pour les flux dépendant de l'IRGA, toutes les demi-heures correspondant à un épisode de pluie ou suivant un épisode de pluie ont donc été supprimées du jeu de données (Tableau 6). Ce filtre ne suffit cependant pas à supprimer toutes les

données correspondant à des périodes où la fenêtre de l'IRGA est mouillée (périodes de très faibles précipitations ou dépôts de rosée). Par ailleurs, le trajet optique peut aussi être perturbé par le passage d'insectes, la présence d'oiseaux sur l'analyseur... Un algorithme statistique a donc été créé afin d'identifier ces pics restants, en comparant chaque valeur de flux (F_i) avec une moyenne glissante (F_{gi}) et un écart type glissant ($\sigma(F_{gi})$) de deux cents données (Figure 4). Si

$$F_i < F_{gi} - 2.5 \sigma(F_{gi}) \quad (5a)$$

Ou

$$F_i > F_{gi} + 2.5 \sigma(F_{gi}) \quad (5b)$$

Alors F_i est supprimé du jeu de données. Cette procédure a été appliquée séparément pour les données de jour et pour les données de nuit. La nuit a été définie par un angle solaire $< 0^\circ$ et un PPFD $< 5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. La pertinence de ce filtrage statistique a été évaluée à travers différentes relations entre le flux net de CO_2 et des variables climatiques (rayonnement, température, déficit de pression de vapeur d'eau... voir chapitre 2) ainsi qu'à travers l'évaluation du bilan d'énergie pour les flux H et LE (voir section 5.5 de ce chapitre).

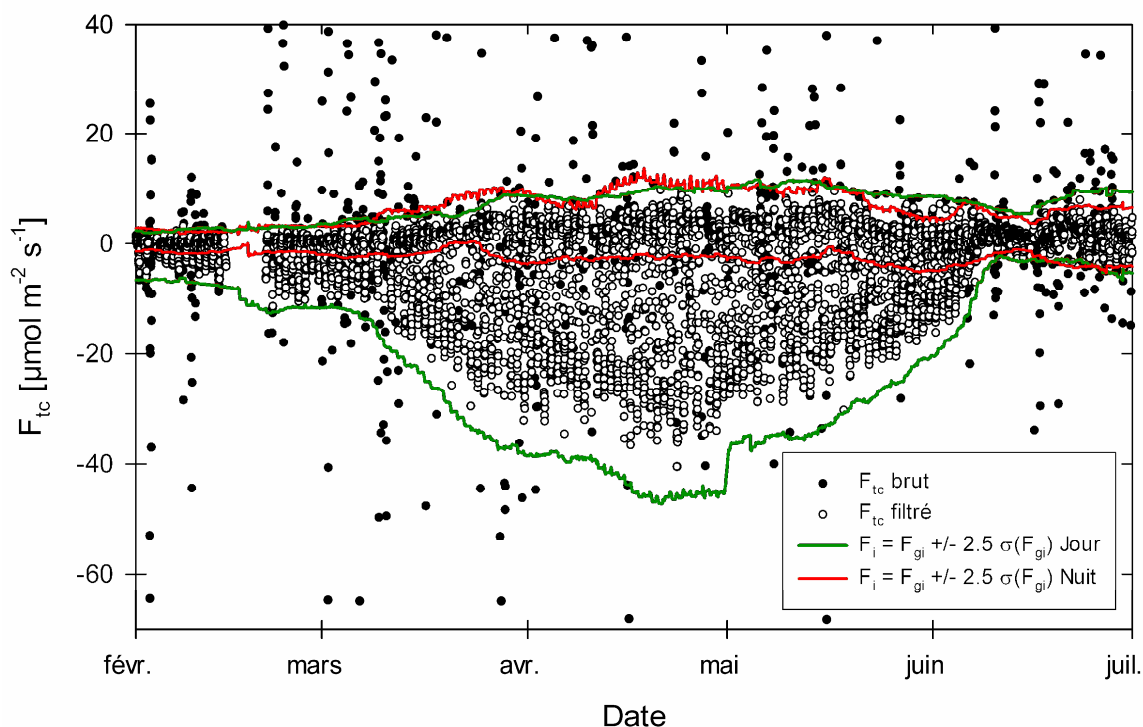


Figure 4 : Evolution des données semi horaires de flux turbulent de CO_2 (F_{tc}) de février à juillet 2006 (culture de blé) à Auradé. F_{tc} brut correspond aux sorties du logiciel EdiRe, F_{tc} filtré, après application des différents filtres sur les gammes de valeurs, les précipitations et après application de l'algorithme statistique. Les courbes vertes et rouges correspondent aux enveloppes définies par les Equations (5a) et (5b) pour le jour et la nuit, respectivement.

5.2. Problèmes en conditions de faibles turbulences

En conditions de faibles turbulences, le plus souvent la nuit quand il y a peu ou pas de vent et pas de convection, l'équation (1) ne peut plus se simplifier au seul terme F_t car le transport de matière et d'énergie ne se fait plus essentiellement par la turbulence. Il est alors important de prendre en considération le terme F_s . A partir de mesures d'un profil vertical d'un scalaire ρ , F_s peut être calculé selon la formulation proposée par Aubinet *et al.* (2001) :

$$F_s = \int_0^{h_m} \frac{d\rho(z)}{dt} dz \quad (6)$$

Avec h_m la hauteur de mesure du système d'EC. A chaque pas de temps, une moyenne de ρ est calculée pour chaque couche définie par les mesures du profil vertical. La dérivée de ρ par rapport au temps (t) est calculée comme la différence entre deux mesures successives. L'intégrale est calculée en sommant la variation du stockage au niveau de chaque couche, pondérée par son épaisseur. Les mesures de profils verticaux de concentration en CO_2 , d'humidité et de température, n'ayant été installées qu'à partir de septembre 2006 à Auradé et Lamasquère, le calcul de F_s se fait alors à partir d'une seule couche dont la valeur moyenne de ρ est celle mesurée à la hauteur du système d'EC. Bien que cette méthode engendre des sous-estimations de F_s , de 20 à 25 % dans le cas du CO_2 (Saito *et al.*, 2005), elle est souvent utilisée pour des écosystèmes où la végétation et le système d'EC sont bas et où F_s est supposé faible (Anthoni *et al.*, 2004a; Moureaux *et al.*, 2006; Suyker *et al.*, 2005; Verma *et al.*, 2005; Wohlfahrt *et al.*, 2005; Xu & Baldocchi, 2004). De plus il a été montré que l'impact de cette méthode n'induisait que de très faibles erreurs sur les valeurs annuelles cumulées de flux net de CO_2 sur cultures, du fait de la succession de phase de stockage et de déstockage à l'échelle journalière (Chapitre 2 (Béziat *et al.*, 2009)).

La Figure 5 (a) montre l'importance de la variation du stockage de CO_2 (F_{sc}) lorsque les valeurs de la vitesse de frottement avec la surface (u^*), représentant le niveau de turbulence dans la couche limite de surface, deviennent faibles. Les valeurs positives de F_{sc} correspondent à un stockage de CO_2 sous la hauteur de mesure du système d'EC, causé par la quasi absence de mouvement d'air. Les valeurs négatives de F_{sc} correspondent à un déstockage de CO_2 qui peut être induit par le démarrage de la convection en début de journée avant que les turbulences soient importantes ou à des phénomènes de turbulences intermittentes, déchargeant rapidement la couche d'air du CO_2 accumulé sous le système d'EC (Aubinet, 2008). Les valeurs de F_{sc} plus faibles à Auradé qu'à Lamasquère s'expliquent par la topographie de la parcelle d'Auradé, qui est légèrement en pente, dans une zone de coteaux où les conditions venteuses ainsi que les phénomènes d'écoulement (advection) le long de la pente sont fréquents. A Lamasquère la parcelle est parfaitement plane et entourée de forêts qui

favorisent donc le stockage pour les faibles u^* . Le cycle journalier de F_{sc} a été représenté par une journée de valeurs médianes afin de pouvoir observer les phénomènes sans perturbations des valeurs extrêmes. Le stockage commence en début de soirée jusqu'au matin, où un important déstockage est observé. Il est dû au réchauffement de la surface par le soleil et à la mise en place de la turbulence. Le décalage de phase observé en période de végétation avec un stockage plus précoce le soir et un déstockage durant plus tard le matin s'explique par l'atténuation du vent dans le couvert végétal et un réchauffement du sol moindre.

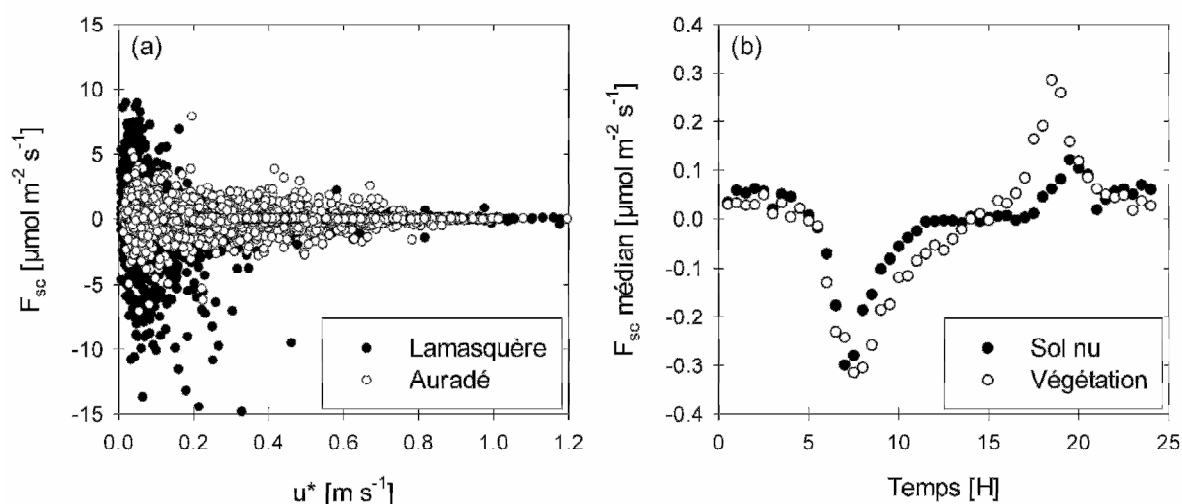


Figure 5 : Représentation de la variation du stockage de CO_2 (F_{sc}) sous la hauteur de mesure du système d'EC : (a), en fonction de la vitesse de frottement du vent avec la surface (u^*) à Auradé et Lamasquière et (b), pour une journée médiane en période de sol nu ($\text{PAI} = 0$) et en période de végétation ($\text{PAI} > 1$) à Lamasquière. Les données ont été sélectionnées quand le profil de mesures verticales de concentration en CO_2 , d'humidité et de température était opérationnel.

Le flux net de CO_2 (NEE pour Net Ecosystem Exchange) correspond donc à la somme de F_{lc} et F_{sc} . Cependant, malgré l'ajout du terme de stockage, une sous-estimation systématique de NEE est observée pour les faibles valeurs de u^* (Figure 6). Cette sous-estimation est très probablement provoquée par des phénomènes d'advection (Equation (1)) qui ne sont pas pris en compte dans le calcul de NEE et par une probable sous-estimation de F_{sc} due à un profil de mesures dont la résolution est limitée verticalement et temporellement. Les phénomènes d'advection sont probablement le résultat de la topographie (particulièrement à Auradé) et de différences d'occupation du sol sur les parcelles voisines, engendrant d'importantes variabilités spatiales dans les sources des flux (Aubinet, 2008); l'hypothèse de l'homogénéité spatiale n'est donc plus respectée dans ces conditions. Les fortes valeurs de NEE observées pour les fortes valeurs de u^* ($> 0.4 \text{ m s}^{-1}$) pourraient être le résultats de phénomènes de pompage du CO_2 accumulé dans le sol (Gu *et al.*, 2005) ou bien correspondre à des périodes de turbulence intermittentes provoquant d'importants déstockages de CO_2 (Aubinet, 2008; Wohlfahrt *et al.*, 2005). Toutefois ces épisodes correspondent à des périodes où les conditions de stationnarité ne sont pas remplies (Aubinet, 2008) et ont donc été écartées du jeu de données (voir section 5.4).

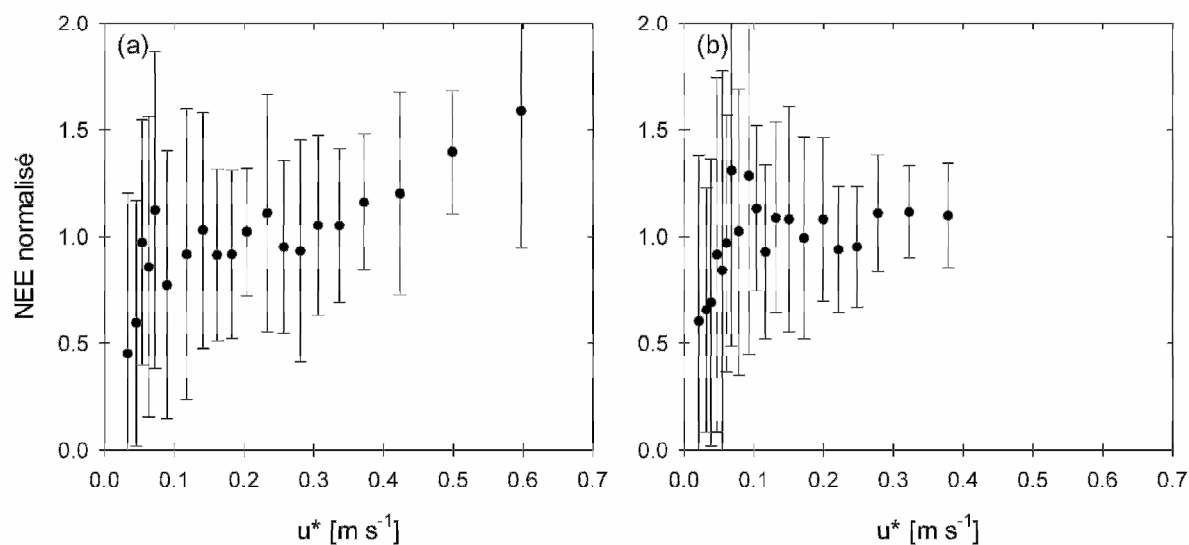


Figure 6 : Flux net de CO₂ (NEE pour Net Ecosystem Exchange) nocturne en fonction de la vitesse de frottement du vent avec la surface (u^*) au maximum de développement de la végétation ($PAI_{max} - 0.5 < PAI < PAI_{max}$) pour (a) le tournesol à Auradé et (b) le blé d'hiver à Lamasquère. Les données de NEE ont été moyennées dans 20 classes de u^* avec le même nombre de données dans chaque classe et normalisées par la moyenne des NEE sur la période considérée. Les barres verticales correspondent à l'écart type de chaque classe normalisé par la moyenne des NEE sur la période considérée.

Face à ce problème de sous-estimation de NEE en conditions stables, la technique la plus couramment utilisée consiste à déterminer un seuil de u^* en dessous duquel les données sont rejetées puis remplacées (voir section 6). La méthodologie proposée par Reichstein *et al.* (2005) a été utilisée pour déterminer ce seuil de façon objective et systématique. Pour cette détermination, les données nocturnes de NEE (représentant la respiration totale de l'écosystème) ont été découpées en six classes de température de l'air (T_a) pour s'affranchir de l'effet de la température sur la respiration (voir section 7.1 de ce chapitre). Chacune de ces classes a ensuite été découpée en vingt classes de u^* . Pour chaque classe de T_a , le seuil de u^* est atteint si la moyenne de NEE de la classe de u^* actuelle dépasse 95 % de la moyenne de NEE de la classe de u^* supérieure. Si la corrélation entre T_a et u^* dépasse 0.45 au sein de chaque classe de T_a , le seuil de la classe de T_a correspondante n'est pas conservé pour éviter de confondre les effets physiques (faibles turbulences) et écophysologiques (augmentation de la respiration avec l'augmentation de T_a) sur la variation de NEE nocturne. Le seuil de u^* final correspond à la médiane des seuils calculés pour chaque classe de T_a . Par cette méthode une valeur de seuil de u^* a été calculée pour chaque CFP. La valeur la plus élevée du seuil de u^* a été sélectionnée pour filtrer tout le jeu de donnée pour garder la même approche conservatrice définie par Reichstein *et al.* (2005).

Pour les autres flux (H et LE) le seuil de u^* défini pour NEE a été utilisé pour filtrer les données correspondant aux problèmes de mesure liés au stockage et à l'advection.

5.3. Représentativité spatiale des flux

L'empreinte de la mesure du système d'EC (footprint) varie au cours du temps en fonction de divers paramètres tels que la vitesse et la direction du vent, la stabilité de l'atmosphère, la hauteur de mesure, la rugosité de la surface... Il convient donc de s'assurer que les mesures effectuées sont représentatives de la parcelle expérimentale. La paramétrisation proposée par Kljun *et al.* (2004) a été utilisée pour déterminer à chaque pas de temps la distance à partir du mât de mesure intégrant 90 % des sources contribuant aux flux (D_{90}). Cette distance a ensuite été comparée à la distance entre le mât et le bord de la parcelle dans la direction moyenne du vent pour la demi-heure correspondante (D_m). Si D_m était inférieur à D_{90} , alors les flux étaient considérés comme non représentatifs de la parcelle et écartés du jeu de données. L'avantage de cette paramétrisation est qu'elle est facile à mettre en œuvre et ne nécessite pas de long temps de calcul. De plus les variables atmosphériques d'entrées nécessaires au calcul peuvent facilement être obtenues à partir du système d'EC (voir Kljun *et al.* (2004) pour le détail des variables d'entrées et de sorties ainsi que pour les équations de la paramétrisation.). Cette paramétrisation permet donc de tester la représentativité spatiale des flux de façon systématique et automatique pour chaque demi-heure. Cependant, elle n'est applicable que pour des valeurs de $u^* > 0.2 \text{ m s}^{-1}$, donc pour des conditions où la turbulence est bien établie. Or en dessous de cette valeur de u^* , à cause des phénomènes d'advection, les sources contribuant aux flux peuvent être très éloignées du mât et leur détermination avec cette paramétrisation devient alors trop imprécise. Cela ne représente cependant pas un gros problème étant donné que les flux sont filtrés pour ces conditions par le filtre sur u^* .

5.4. Tests de qualité des flux

Une série de tests (Foken *et al.*, 2004; Foken & Wichura, 1996; Göckede *et al.*, 2004) a été appliquée pour évaluer la qualité des flux calculés à partir des données du système d'EC. Ces tests correspondent actuellement au standard de contrôle de la qualité des flux du projet CarboEurope-IP. Une description et l'adaptation de certains de ces tests sont présentées dans cette section.

Le but de ces tests est d'attribuer un indice de qualité à chaque mesure, allant de 0 à 2, 0 correspondant aux données de bonne qualité utilisées pour l'analyse des processus (réponse de NEE au rayonnement et à la température), 1 de qualité intermédiaire, utilisable pour le calcul des bilans, et 2 de mauvaise qualité, devant être écartées du jeu de données.

Le premier test est de vérifier si w avant l'application des rotations (section 4.3) est inférieur à une valeur seuil de 0.35 m s^{-1} . Au delà de ce seuil, la correction de w liée à la double rotation est jugée trop importante pour donner des résultats utilisables. Un indice de qualité de 2 a donc été attribué aux données dépassant ce seuil.

Le deuxième test permet de vérifier si les turbulences sont suffisamment développées dans la couche limite de surface (ITC pour integral turbulence characteristic) pour permettre de calcul des flux par la théorie d'EC. Ce test consiste à comparer le rapport entre l'écart type de w et u^* avec une paramétrisation du type :

$$\frac{\sigma(w)}{u^*} = c_1 \left(\frac{h_m}{L} \right)^{c_2} \quad (7)$$

Avec L , la longueur d'Obukhov. Le terme $\frac{h_m}{L}$ est appelé la stabilité de Monin-Obukhov. Cette équation utilise la théorie des similarités des turbulences atmosphériques définie dans les années 60 par Obukhov. c_1 et c_2 sont des constantes définies pour différentes gammes de stabilité (Tableau 5). Les conditions turbulentes sont considérées comme bien développées quand l'écart entre les deux cotés de l'équation (7) varie de moins de 30 % (indice de qualité = 0). Si l'écart est compris entre 30 et 100 % l'indice de qualité est fixé à 1 et au delà de 100 % il est fixé à 2.

Tableau 5 : Valeurs des constantes c_1 et c_2 relatives à la stabilité, utilisées pour paramétrer l'équation (7) dans le cadre du test ITC (integral turbulence characteristic).

Paramètre	$\frac{h_m}{L}$	c_1	c_2
$\frac{\sigma(w)}{u^*}$	$0 > \frac{h_m}{L} > -0.032$	1.3	0
	$-0.032 > \frac{h_m}{L} > -1$	2	$\frac{1}{8}$

Le dernier test, permet d'évaluer la stationnarité des données de flux (test de stationnarité). Cette condition est requise pour pouvoir effectuer les calculs de flux (voir section 4.1 de ce chapitre). Pour cela, la moyenne des covariances calculées sur six périodes de cinq minutes ($\overline{F_{15}}$) est comparée à la covariance calculée sur la période de trente minutes correspondante (F_{130}) :

$$DIFF_{cov} = \frac{\left| \overline{F_{15}} - F_{130} \right|}{F_{130}} \quad (8)$$

Avec $DIFF_{cov}$, l'écart relatif entre $\overline{F_{15}}$ et F_{130} . Comme pour le test ITC, les flux sont considérés comme stationnaires si $DIFF_{cov} \leq 0.3$ avec un indice de qualité égal à 0 ; l'indice de qualité est égal à 1 pour $0.3 < DIFF_{cov} \leq 1$ et égal à 2 quand $DIFF_{cov} > 1$. Le problème de l'équation (8) est que lorsque F_{130} tend vers 0, $DIFF_{cov}$ tend vers l'infini. Ainsi les données peuvent être indexées à 2 pour une raison mathématique, alors que l'écart absolu est très faible entre $\overline{F_{15}}$ et F_{130} . Nous avons donc apporté une modification pour s'affranchir de ce problème en comparant dans un premier temps le terme

$\left| \overline{F_{15}} - F_{130} \right|$ de l'équation (8) à une valeur seuil définie comme la précision des flux issus du système d'EC. Les valeurs de précision ont été fixées d'après notre expertise à $1.25 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ pour NEE et 10 W m^{-2} pour les flux d'énergie H et LE.

Dans le cas de NEE, il a été montré que l'application du test de stationnarité sans cette adaptation pouvait provoquer une légère surestimation systématique du bilan annuel de CO_2 (Chapitre 2, (Béziat *et al.*, 2009)). En période de végétation, l'impact est certainement très faible car les valeurs de NEE proches de 0 se situent le plus souvent au lever et au coucher du soleil et correspondent en général à des périodes non stationnaires. Par contre, en période de sol nu, les valeurs de NEE proches de 0 ne correspondent pas forcément à des périodes non stationnaires. Ainsi éliminer ces données qui vont ensuite être remplacées avec les procédures de remplacement des données manquantes (section 6 de ce chapitre) par des valeurs de NEE en général plus fortes, induit une erreur systématique dans l'estimation du bilan annuel de CO_2 .

5.5. Le bilan d'énergie

Un des critères souvent utilisé pour vérifier la qualité des mesures de flux est la fermeture du bilan d'énergie qui s'écrit de la façon suivante :

$$H + LE = R_n - G - S - Q \quad (9)$$

Avec d'une part, les flux turbulents H et LE et d'autre part le rayonnement net (R_n) qui correspond au bilan radiatif de la surface, le flux de chaleur conductif dans le sol (G), le stockage de chaleur (S) et la somme des autres sources et puits d'énergie (Q). Dans la plupart des études, Q est négligé car considéré comme très faible (Wilson *et al.*, 2002). G, mesuré avec les plaquettes de flux à 0.05 m de profondeur, a été corrigé pour le stockage de chaleur dans les cinq premiers centimètres de sol (S_g) en utilisant l'équation suivante tirée de Campbell et Norman (1998) :

$$S_g = \rho_s c_s \frac{dT}{dt} \quad (10)$$

Avec ρ_s , la densité du sol, c_s , la chaleur spécifique du sol, T, la température moyenne de la couche de sol (calculé à partir des mesures de température du sol à 0.05 m et 0.01 m de profondeur) et t le temps. La capacité calorimétrique volumique du sol ($\rho_s c_s$) a été calculée à partir de la fraction volumique d'eau de la couche (θ estimé par la mesure d'humidité relative du sol à 0.05 m de profondeur) et des fractions volumiques de matières minérales (ϕ_m estimé à 95 %) et organiques (ϕ_o estimé à 5 %) :

$$\rho_s c_s = \varphi_m \rho_m c_m + \theta \rho_w c_w + \varphi_o \rho_o c_o \quad (11)$$

Avec ρ et c , les densités et chaleurs spécifiques de la matière minérale (2650 Kg m^{-3} et $870 \text{ j Kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$), de l'eau (1000 Kg m^{-3} et $4180 \text{ j Kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$) et de la matière organique (1300 Kg m^{-3} et $1920 \text{ j Kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$). Il est très important de bien prendre en compte S_g qui est souvent du même ordre de grandeur que G .

Le terme S peut être décomposé en différents termes (Lamaud *et al.*, 2001) :

$$S = S_h + S_q + S_v + S_p \quad (12)$$

Avec S_h et S_q , les stockages de chaleur sensible et latente, respectivement, dans la colonne d'air sous le système d'EC, S_v , le stockage de chaleur sensible dans les plantes et S_p , l'énergie fixée par la photosynthèse. S_h et S_q ont été calculés avec l'équation (6), à partir des mesures de profils verticaux de température et d'humidité relative. S_v a été calculé de manière similaire à S_g (Equation (10)) en estimant que le stockage se fait principalement dans l'eau contenue dans les plantes (donc $\rho c = \rho_w c_w$), calculé à partir des mesures de biomasse fraîche et sèche, et avec un T correspondant aux mesures de la température de surface, mesurée par des capteurs infra rouge thermique au dessus du couvert. S_p a été calculé à partir des estimations de production primaire brute (GEP pour gross ecosystem production, (voir section 7) selon la méthode proposée par Meyers et Hollinger (2004) :

$$S_p = L_p \text{ GEP} \quad (13)$$

Avec L_p , l'équivalent énergétique spécifique à la fixation de CO_2 , qui est une constante égale à 422 Kj par moles de CO_2 fixées par la photosynthèse.

Globalement, S_h et S_q sont faibles avec des valeurs médianes ne dépassant pas 2 W m^{-2} (Figure 7). Comme pour F_{sc} , un décalage de phase est observé pour S_h entre les périodes de sol nu et les périodes de végétation, avec un stockage de chaleur plus précoce le matin et plus tardif le soir en période de végétation, causé par l'atténuation du vent dans le couvert. S_q ne présente pas de cycle de stockage journalier évident. En périodes de végétation, S_v et S_p présentent des cycles journaliers bien marqués avec des valeurs médianes dépassant les 5 W m^{-2} pour S_v et au voisinage de 10 W m^{-2} pour S_p . Sur culture, une bonne évaluation de S nécessite donc une bonne estimation de S_p et S_v qui sont les termes les plus importants en période de végétation.

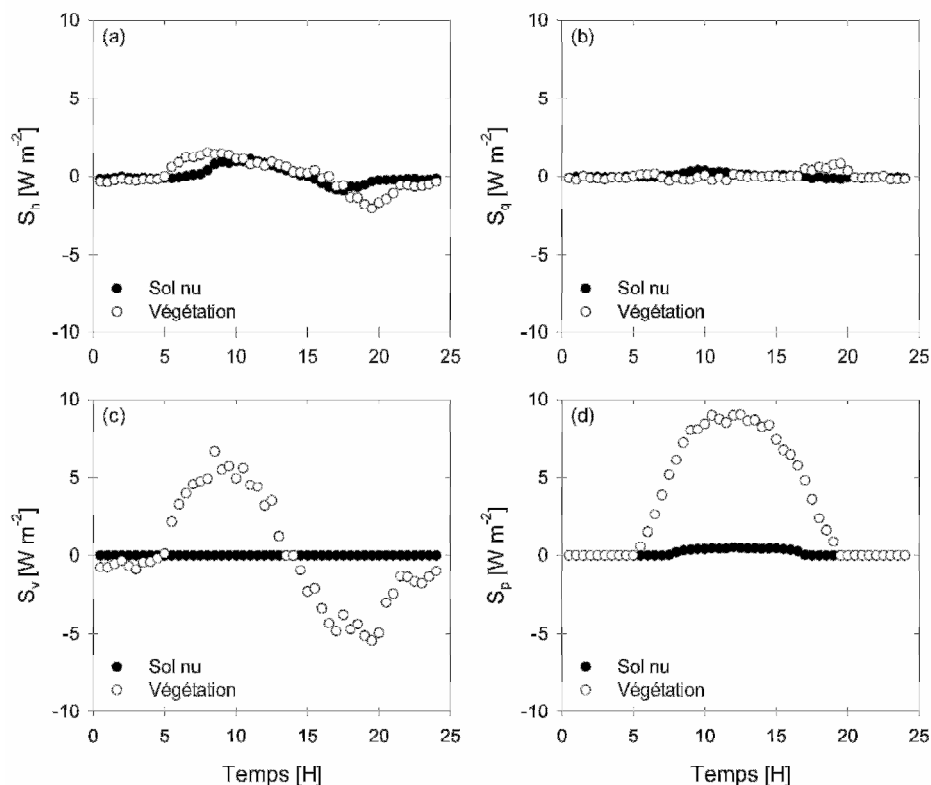


Figure 7 : Journée médiane des différentes composantes du stockage de chaleur à Auradé en périodes de sol nu et de végétation quand le profil de mesures verticales était opérationnel. (a) et (b) correspondent au stockage de chaleur sensible (S_n) et latente (S_q), respectivement, (c) au stockage de chaleur dans la végétation (S_v) et (d) à l'énergie fixée par la photosynthèse (S_p).

La Figure 8 représente le bilan d'énergie (Equation (9)) à partir des données semi horaires. Pour les deux sites, toutes conditions de couvert confondues, les ordonnées à l'origine sont inférieures à 10 Wm^{-2} et les R^2 quasiment toujours supérieurs à 0.9, ce qui témoigne de la bonne qualité des différentes procédures de sélection des données. La fermeture du bilan d'énergie varie de 85 à 90 % en fonction des sites et de l'état du couvert. Cette observation de non fermeture du bilan d'énergie est quasiment récurrente pour les mesures de flux avec des systèmes d'EC. Pour vingt deux sites différents du réseau FLUXNET, sur différents écosystèmes, et pour cinquante années de mesures, Wilson *et al.* (2002) ont observé une fermeture moyenne de 79 %. Les auteurs ont avancé deux types de problèmes possibles pouvant expliquer cette non fermeture du bilan d'énergie :

- D'une part les problèmes n'ayant pas d'impact sur la validité des flux mesurés par le système d'EC. Ils peuvent être causés par des erreurs d'échantillonnage dues aux différences d'empreintes entre les mesures de flux turbulents et les mesures des autres énergies, à une mauvaise estimation des différents termes du stockage (S_g et S) et des autres sources et puits d'énergie (Q) ainsi qu'à un biais systématique dans les mesures de R_n et de G .
- D'autre part, les problèmes pouvant impacter la mesure des flux turbulents. Ils peuvent être induits par des biais des instruments de mesures (SAT et IRGA), de mauvaises corrections des

décalages entre les capteurs, de mauvaises corrections spectrales (voir section 4.3) et des problèmes d'advection et de turbulences de basses fréquences non prises en compte dans la période d'intégration.

Dans une revue récente sur le problème de la non fermeture du bilan d'énergie, Foken (2008) conclut que les problèmes d'erreurs de mesures et de mauvaise estimation des termes de stockage ne suffisent pas à expliquer le phénomène. L'hypothèse des problèmes d'échelles se traduisant par de l'advection et des turbulences de basses fréquences sont donc actuellement privilégiés. Cependant, comme les sources des différents flux (énergie, eau et CO₂) sont le résultat de processus dont les échelles spatiales et temporelles peuvent être variables, l'importance de l'advection et des turbulences de basses fréquences peut être très différente dans la sous-estimation de ces différents flux (Wilson *et al.*, 2002).

Sur la Figure 9, il est possible de voir que l'augmentation de la proportion journalière de LE dans R_n est corrélée à une augmentation de la fermeture du bilan d'énergie ainsi qu'à une augmentation du R^2 pour les deux sites. Cette observation est cohérente avec la Figure 8, qui montre une meilleure estimation du bilan d'énergie en période de végétation, quand les flux de chaleur latente sont forts en raison de la transpiration du couvert. De plus, le R^2 diminue quand la part de G dans R_n augmente, donc principalement en périodes de sol nu. Sur la Figure 8 les périodes de sol nu sont aussi caractérisées par une baisse de la fermeture du bilan d'énergie ainsi que par une baisse du R^2 . La mesure de G et l'estimation de S_g semblent donc être une des causes de la non fermeture du bilan d'énergie sur nos parcelles expérimentales. En effet, il est fréquent en périodes de sol nu, quand les conditions sont sèches d'observer des fentes de retrait dans le sol pouvant dégrader considérablement les mesures de G. Une autre hypothèse pouvant expliquer la meilleure fermeture du bilan d'énergie en période de végétation coïncide avec une des hypothèses de Foken (2008) ; la rugosité de la surface étant plus grande en période de végétation, et la hauteur de mesure relative au couvert plus faible, le spectre des turbulences est décalé vers les hautes fréquences et ainsi, l'impact des turbulences de basses fréquences serait moindre.

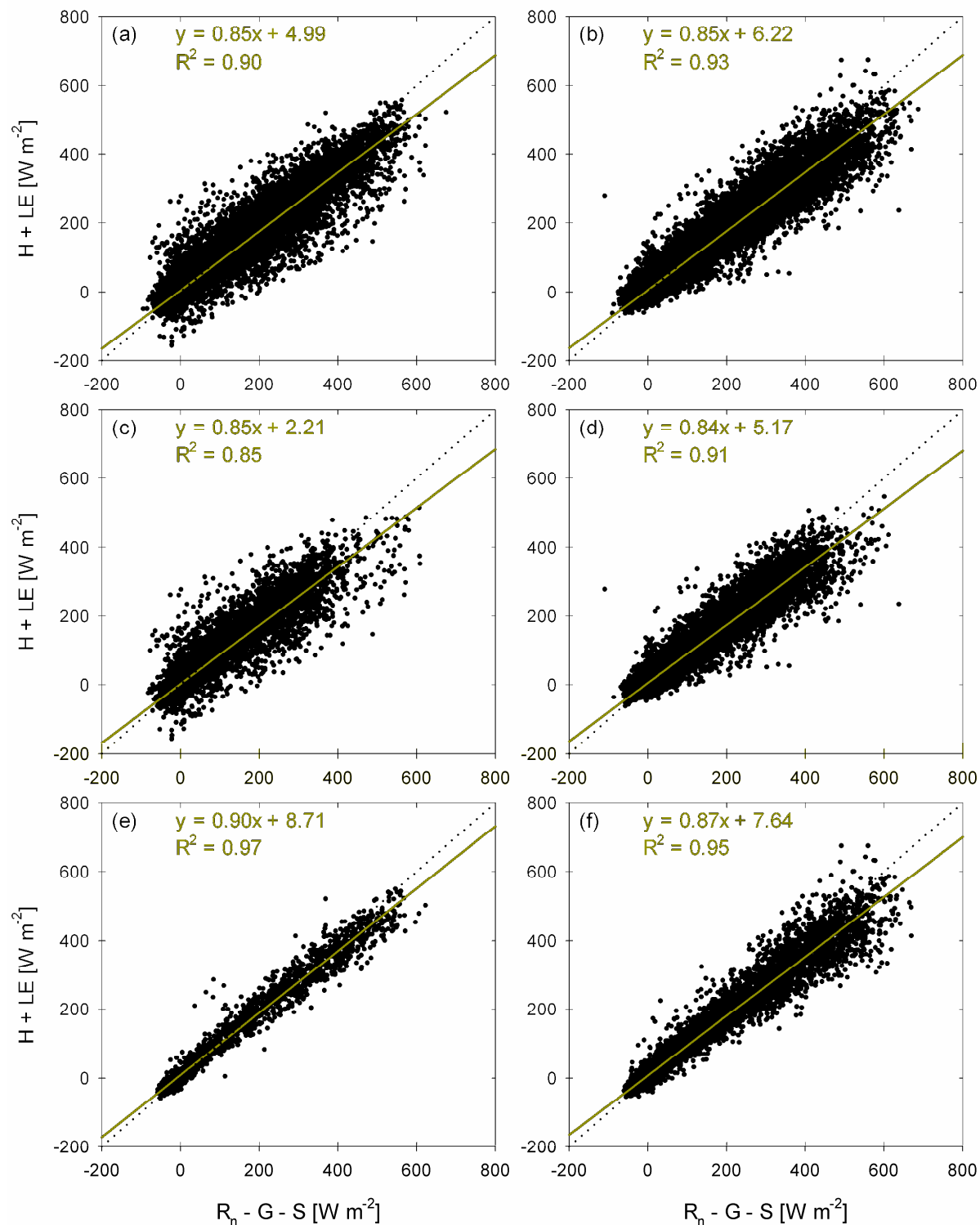


Figure 8 : Bilan d'énergie (Equation (9)) à Auradé (a, c et e) et Lamasquère (b, d et f), toutes conditions de couvert confondues (a et b), en période de sol nu (c et d, $PAI = 0 m^2 m^{-2}$) et en période de végétation (e et f, $PAI > 2 m^2 m^{-2}$), entre le 18-mars-2005 et le 10-Oct-2007. Les traits et les notes en vert correspondent aux droites de régression et les traits en pointillés à la droite $y = x$.

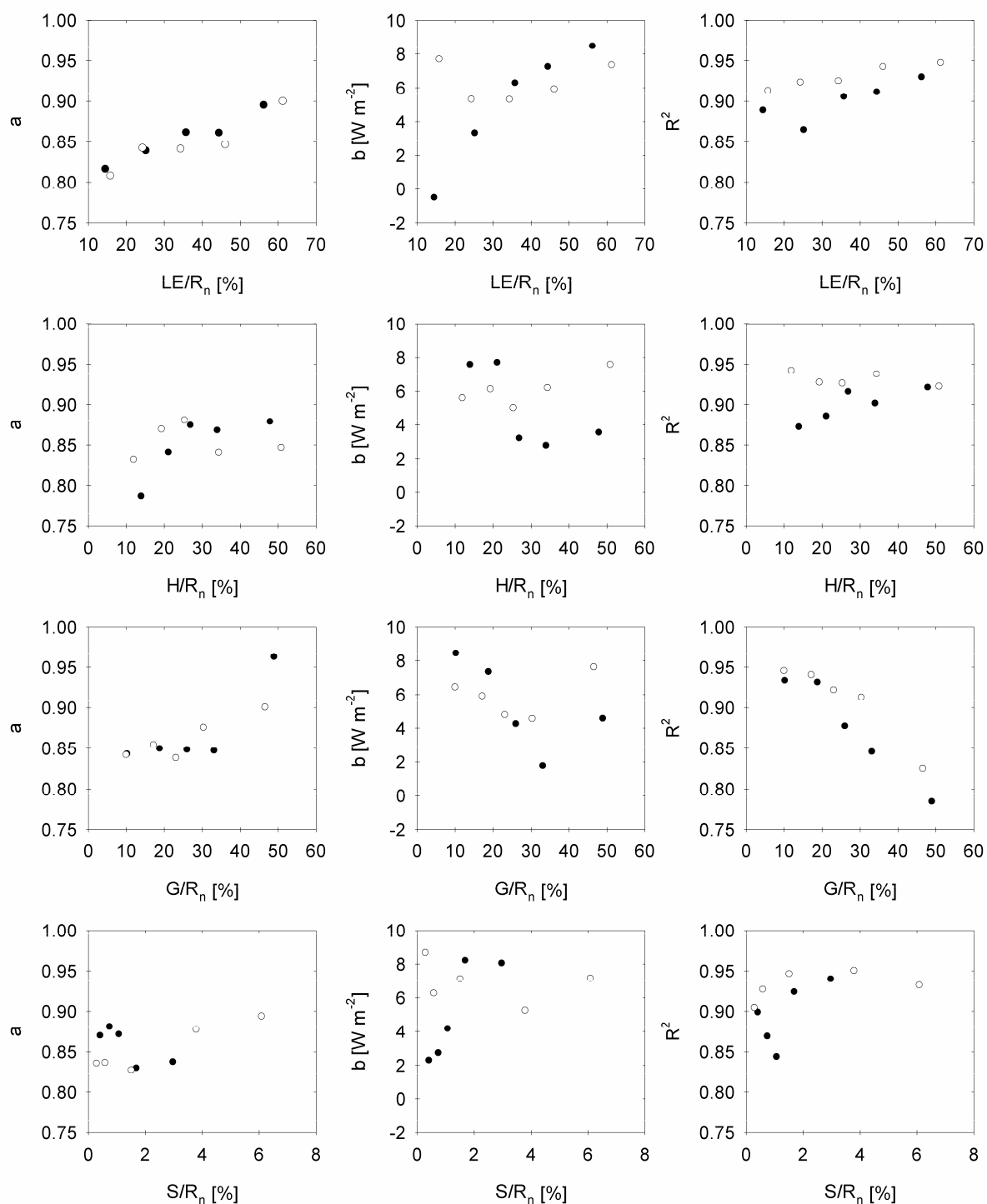


Figure 9 : Pente (a), ordonnée à l'origine (b) et coefficient de détermination (R^2) du bilan d'énergie (Equation (9)) en fonction de la proportion journalière des différents flux d'énergie dans le rayonnement net (R_n). Les points noirs correspondent à la parcelle d'Auradé et les blancs à celle de Lamasquère. Ces calculs ont été effectués sur les données entre le 18-mars-2005 et le 10-Oct-2007.

6. Remplacement des données manquantes

Le calcul de bilans journaliers, saisonniers ou annuels des différents flux nécessite des jeux de données complets. Cependant, l'ensemble des étapes de filtrage et de vérification de la qualité des données de flux engendre d'importantes pertes de données allant pour notre étude de 26 % à environ 40 % en fonction des différents flux et sites (Tableau 6). Pour vingt huit années de mesures sur dix sites du réseau de mesure Ameriflux, le pourcentage moyen de données manquantes était de 25, 31 et 35 % pour H, LE et NEE, respectivement (Baldocchi *et al.*, 2001) ce qui montre que nos procédures de filtrage et de vérification de la qualité des données sont raisonnablement sélectives en comparaison avec la littérature. Les filtres les plus sélectifs sont ceux sur les gammes de valeur des données, le seuil de u^* et la stationnarité. La plus grande proportion de données éliminées par le filtre u^* à Lamasquère est cohérente avec la topographie très plane du site qui par ailleurs est à l'abri, entouré de bois et ripisylves. Cela induit de plus fréquentes périodes de faibles turbulences. La somme des différents filtres n'est pas égale au pourcentage total de données manquantes car il peut y avoir des recoupages entre les différents filtres.

Tableau 6 : Pourcentages de données manquantes après l'application des différents filtres et procédures de vérification de la qualité des données (voir section 5) des différents flux entre le 18-mars-2005 et le 10-Oct-2007. Pour les filtres pluie, gammes, u^* , footprint, w, ITC et stationnarité, les données correspondent au pourcentage de données éliminées par le filtre moins le pourcentage de problèmes matériels. Pour le filtre statistique, les données correspondent au pourcentage de données éliminées par le filtre moins le pourcentage de problèmes matériels + filtre pluie + filtre gammes.

	Auradé			Lamasquère		
	H	LE	NEE	H	LE	NEE
Problèmes matériels	4.0	4.0	4.0	5.7	5.7	5.7
Filtre pluie	0.0	7.5	7.5	0.0	6.8	6.8
Filtre gammes	10.7	18.2	16.2	2.3	11.9	11.5
Filtre statistique	1.7	1.8	5.5	1.3	1.8	5.6
Filtre u^*	7.0	7.0	7.0	12.7	12.7	12.7
Filtre footprint	2.2	2.2	2.2	4.1	4.1	4.1
Filtre w	7.3	7.3	7.3	0.4	0.4	0.4
Filtre ITC	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1
Filtre stationnarité	2.5	8.3	10.7	1.4	5.0	9.1
Total	26.2	33.5	36.6	26.3	35.0	39.4

Face à ce problème de données manquantes, différentes méthodologies ont été développées pour essayer d'obtenir des jeux de données complets et de bonne qualité. Dans les travaux de Moffat *et al.* (2007), quinze méthodes différentes de remplacement de données manquantes ont été testées et évaluées. Les auteurs ont conclu que la méthode décrite dans Reichstein *et al.* (2005), utilisant de façon combinée, des interpolations, des tables de références sur des fenêtres glissantes (MDS pour marginal distribution sampling) et des variations journalières moyennes sur des fenêtres glissantes

(MDV pour mean diurnal variation), donnait de très bons résultats pour effectuer des sommes journalières et annuelles et était en même temps facile à mettre en œuvre. C'est cette méthode, utilisée de façon routinière dans le projet CarboEurope-IP, que nous avons adapté pour nos parcelles expérimentales. Comme pour le filtrage et la vérification des flux, le remplacement des données manquantes a été effectué indépendamment pour chaque CFP.

Pour les trous d'une taille inférieure à 1h30, une interpolation linéaire a été appliquée. Pour les trous d'une taille supérieure à 1h30, la méthodologie des MDS et des MDV a été appliquée. Pour les MDS, la demi-heure de flux manquante est remplacée par la moyenne du flux concerné calculée sur n jours adjacents (Tableau 8), dans des conditions climatiques proches. Les variables météorologiques de sélection ainsi que leurs variations autorisées permettant de définir les conditions climatiques proches de celles de la donnée manquante sont récapitulées dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Variables et pas utilisés dans la méthode MDS pour sélectionner des conditions climatiques proches de la donnée de flux (H, LE et NEE) manquante.

	H	LE	NEE
PPFD [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	100	100	100
T_a [$^{\circ}\text{C}$]	2	2	2
T_{s5} [$^{\circ}\text{C}$]			1.5
Rh [%]	5	5	5
SWC ₅ [%]	2	2	

Pour les MDV, la demi-heure de flux manquante est remplacée par une moyenne du flux concerné des jours adjacents, à la même heure. Cette méthode se base donc uniquement sur l'auto corrélation temporelle des flux et est très utile dans le cas où les variables météorologiques sont manquantes pour calculer les MDS. Ces deux méthodes nécessitent donc des fenêtres relativement courtes pour ne pas être trop influencées par les variations de l'état du couvert. Pour chaque méthode, le nombre minimum de données de flux sélectionnées devait être de trois afin d'obtenir une moyenne raisonnable. Pour réussir à combler l'ensemble des données manquantes, les méthodes ont été utilisées successivement, en augmentant progressivement la taille de la fenêtre de sélection et en diminuant le nombre de variables de sélection dans le cas des MDS (Tableau 8). Des indices de qualité ont été attribués à chaque donnée remplacée, allant de 1 pour la meilleure qualité à 3 pour la plus mauvaise. Le nombre maximum de variables de sélection a été défini à quatre, car au delà, le nombre de données retenues dans la fenêtre sélectionnée serait trop faible et ainsi les données manquantes ne seraient pas remplacées. Les variables de sélection ont été choisies par rapport à leur impact sur les processus à l'origine des flux. Donc pour NEE, le PPFD est fortement lié à la photosynthèse, T_a et T_{s5} , aux respirations des organismes autotrophes (les cultures) et hétérotrophes (les micro-organismes du sol) et R_h au contrôle de l'ouverture des stomates. Pour les flux d'énergie H et LE, le PPFD permet de représenter l'énergie incidente disponible, T_a et R_h représentent la demande évaporative de l'air et SWC₅ l'eau disponible pour l'évapotranspiration.

Tableau 8 : Combinaison des méthodologies, utilisée dans le remplacement des données manquantes allant de la meilleure (qualité 1) à la plus mauvaise (qualité 3) qualité. Pour les méthodes MDS (marginal distribution sampling) et MDV (mean diurnal variation) la taille de la fenêtre est précisée. Le nombre de variables de sélection est aussi rapporté pour la méthode MDS.

	Interpolation	MDS		MDV
		fenêtre [jours]	nombre de variables	fenêtre [jours]
Qualité 1	trous < 1h30	7	4	
		7	3	
		14	4	
Qualité 2		14	3	7
		21	4	
		21	3	
				14
Qualité 3		28	4	
		28	3	
				21
				28

7. Décomposition des flux de CO₂ et d'eau

7.1. Décomposition de NEE en GEP et R_E

Il est intéressant de décomposer le flux net de CO₂ entre les divers processus qui le composent, afin d'analyser leur contribution relative dans la dynamique de NEE ainsi que dans le bilan annuel de carbone. A l'échelle de la parcelle, NEE représente la résultante de deux flux principaux :

$$NEE = GEP + R_E \quad (14)$$

Avec d'une part GEP (gross ecosystem production), qui représente l'entrée de CO₂ dans l'écosystème *via* la photosynthèse des plantes et d'autre part R_E (ecosystem respiration), correspondant à la sortie de CO₂ de l'écosystème, qui est due 1) à la respiration des organismes autotrophes (R_a), pour l'entretien et la synthèse de nouveaux tissus végétaux 2) à la respiration des organismes hétérotrophes (R_h), principalement les micro-organismes du sol. Une description complète des différents termes composant le flux net de CO₂ et les méthodes permettant de les mesurer ou de les estimer est effectuée dans la synthèse bibliographique de Smith *et al.* (2009).

La méthodologie utilisée dans le projet CarboEurope-IP, décrite dans le papier de Reichstein *et al.* (2005) a été appliquée à la décomposition de nos mesures de NEE. Elle consiste à interpoler les données nocturnes de NEE (qui sont égale à la respiration de l'écosystème en l'absence de lumière) à la journée en utilisant l'équation (15) et d'obtenir GEP par différence avec les valeurs de NEE mesurées (Equation (14)). Pour cela, un modèle dépendant de la température (Lloyd & Taylor, 1994) a été ajusté sur les flux nocturnes (Figure 10) :

$$R_E = R_{ref} \cdot \exp\left(E_0 \left(\frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T_a - T_0} \right)\right) \quad (15)$$

Avec R_{ref} la respiration à une température de référence (T_{ref}) défini à 10 °C. E₀ est un paramètre décrivant la sensibilité de la respiration à la température. T₀ est un paramètre d'ajustement de la température maintenu constant à -46.02 °C comme dans Lloyd et Taylor (1994) pour éviter des problèmes de sur paramétrisation (Reichstein *et al.*, 2005). Les paramètres R_{ref} et E₀ ont donc été ajustés sur les données de NEE nocturnes filtrées (voir section 5) par la méthode des moindres carrés. Dans un premier temps E₀ a été optimisé, R_{ref} étant laissé libre, sur des fenêtres glissantes de quinze jours avec un pas de cinq jours. Les valeurs de E₀ en dehors d'une gamme réaliste (0-450 K) ou dont l'erreur relative associée était supérieure à 50 % n'ont pas été retenues. Alors que théoriquement, une évolution saisonnière de E₀ aurait pu être déterminée à partir de cette méthode, les erreurs d'estimation

de E_0 étant assez importantes elles ne permettaient pas d'obtenir une dynamique significative de ce paramètre. Une moyenne des valeurs de E_0 sélectionnées a donc été calculée pour chaque CFP. Comme E_0 est très sensible à l'état du couvert (Reichstein *et al.*, 2005) cette méthode semble donc être un compromis raisonnable. Dans un second temps, R_{ref} a été optimisé sur des fenêtres de cinq jours avec un pas de deux jours puis interpolé pour obtenir une valeur de R_{ref} par demi-heure. Ces ajustements de R_{ref} sur des courtes périodes permettent de bien prendre en compte l'évolution de la respiration en lien avec les variations rapides de l'état du couvert et des conditions climatiques.

La respiration diurne de l'écosystème a ensuite été calculée en appliquant l'équation (15) avec les paramètres R_{ref} et E_0 optimisés (Figure 10). GEP a été calculé par différence entre les données de NEE complétées et de R_E diurnes simulées (équation (14)). La température de l'air a été préférée à la température du sol pour le calcul de R_E car quand le couvert est bien développé, la respiration aérienne de la culture sur nos sites peut représenter plus de 80 % de R_E (Léopold, 2007).

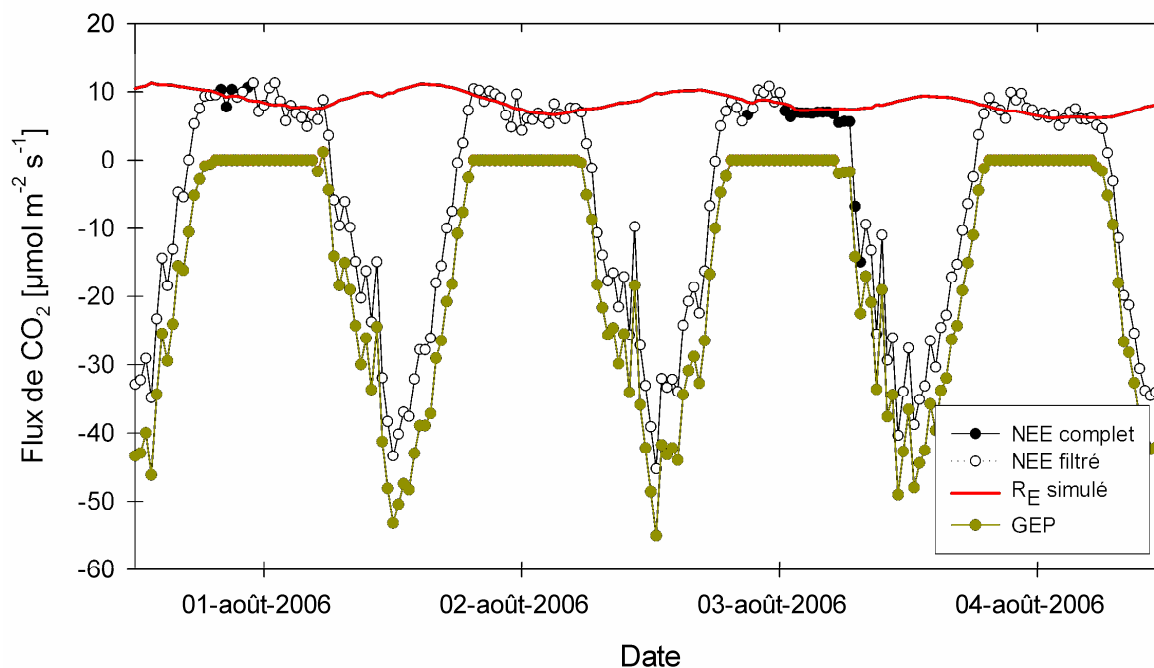


Figure 10 : Illustration du résultat de la décomposition du flux net de CO₂ en respiration de l'écosystème (R_E) et production brute de l'écosystème (GEP) pour une culture de maïs à Lamasquière. Les NEE issues des procédures de remplacement des données manquantes sont représentées par des cercles noirs pleins.

7.2. Décomposition de ETR en E et TR

Les mesures d'évapotranspiration (ETR) du système d'EC ont été séparées entre leurs deux composantes principales, l'évaporation du sol (E) et la transpiration des plantes (TR). Cette décomposition est très utile pour estimer la part de ces deux composantes dans les bilans annuels d'eau

ainsi que pour évaluer différents aspects de l'efficacité de l'utilisation de l'eau dans les agrosystèmes (voir chapitre 3).

Une méthode statistique, basée sur les MDS (voir section 6) a été utilisée pour effectuer la décomposition de ETR entre E et TR. Pour effectuer cette décomposition, E a été estimé en période de végétation (E_{MDS}), à partir des données filtrées d'ETR en période de sol nu (lorsque ETR est seulement composé de E), pour des conditions climatiques proches. Les périodes de sol nu servant au calcul de E_{MDS} ont été définies entre le labour et le semis ; les périodes juste après la récolte ou les chaumes sont encore présents sur le sol ainsi que les périodes de repousses ont été écartées des données servant au calcul de E_{MDS} . Les périodes de végétation pour lesquelles E_{MDS} est estimé, ont été définies pour des valeurs de LAI supérieures à $0.2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ et pendant la journée. En dehors de ces périodes ($\text{LAI} < 0.2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ et la nuit), TR a été considéré négligeable et E égal aux données d'ETR complètes (issu de l'algorithme de remplacement de données manquantes, voir section 6).

Trois variables qui peuvent être mesurées ou estimées à la fois pendant les périodes de sol nu et les périodes de végétation ont été considérées comme importantes pour l'estimation de E : l'humidité relative volumique et la température du sol à une profondeur de 5 cm (SWC_5 et T_{s5} , respectivement) ainsi que le rayonnement net dans les courtes longueurs d'ondes à la surface du sol (RG_s). Pour le calcul de E_{MDS} , les gammes de variation initiales ont été définies à 2 %, 1 °C et 25 W m^{-2} pour SWC_5 , T_{s5} et RG_s , respectivement. Ces gammes de variations ne permettant pas de construire un jeu de données de E_{MDS} complet, elles ont été progressivement augmentées jusqu'à des valeurs seuils de 8 %, 4 °C et 100 W m^{-2} par pas de 2 %, 1 °C et 25 W m^{-2} pour SWC_5 , T_{s5} et RG_s , respectivement. Si E_{MDS} n'était toujours pas complet (14.5 et 10.5 % de E_{MDS} manquaient à ce stade, pour Auradé et Lamasquère, respectivement) l'algorithme de remplacement des données manquantes (voir section 6) utilisant SWC_5 , T_{s5} et RG_s comme variables de sélection a été utilisé. Finalement, pendant les périodes de végétation, TR a été estimé (TR_{MDS}) par différence entre les données complètes d'ETR et E_{MDS} .

RG_s , n'étant pas mesuré directement, il a été calculé en utilisant la formulation du transfert radiatif proposée par Taconet *et al.* (1986) pour un système bicouche (sol et végétation) :

$$\text{RG}_s = \text{RG} \cdot \frac{(1-a_s)(1-\sigma_f)}{1-\sigma_f a_s a_v} \quad (16)$$

Avec RG, le rayonnement solaire incident, a_s et a_v , l'albedo du sol et de la végétation, respectivement, et σ_f , un facteur représentant le rayonnement solaire intercepté par la végétation. Une valeur moyenne de a_s de 0.15 a été déduite des mesures de RG incident et réfléchis pour les périodes de sol nu définies ci-dessus. a_v a été calculé en fonction des proportions de LAI vert, photosynthétiquement actif (LAI_g , avec g pour green) et de LAI sénescant (LAI_y , avec y pour yellow) par rapport au LAI total ($\text{LAI}_{\text{tot}} = \text{LAI}_g + \text{LAI}_y$) :

$$a_v = a_g \cdot \frac{LAI_g}{LAI_{tot}} + a_y \cdot \frac{LAI_y}{LAI_{tot}} \quad (17)$$

Avec, a_g , l'albedo de la végétation photosynthétiquement active et a_y , l'albedo de la végétation sénescente. Des valeurs moyennes de a_g (0.2) et a_y (0.25) ont été considérées pour toute les cultures, d'après Hartmann (1994). Des valeurs continues de LAI_g ont été estimées à partir des mesures destructives par une interpolation de type spline. L'évolution de LAI_y a été estimée après le maximum de LAI_g (LAI_{max}) selon l'équation suivante :

$$LAI_y = r \cdot LAI_{max} - LAI_g \quad (18)$$

Avec r , un coefficient de réduction du LAI qui prend en compte la perte de surface causée par le dessèchement et par la chute des feuilles pendant la sénescence. Ce coefficient a été fixé à 1 au moment du LAI_{max} et varie linéairement jusqu'à 0.8 au moment de la récolte. σ_f a été estimé par une loi de type Beer-Lambert :

$$\sigma_f = 1 - e^{(-k \cdot LAI_{tot})} \quad (19)$$

Avec k , le coefficient d'extinction par unité de LAI selon la direction incidente ($\Omega_s = \theta_s, \phi_s$: les angles solaires zénithaux et azimutaux, respectivement). L'expression de k proposée par Goudriaan (1977) a été appliquée :

$$k = \frac{G(\Omega_s) \cdot \sqrt{1-a_v}}{\cos\theta_s} \quad (20)$$

Avec $G(\Omega_s)$, la fraction de surface foliaire efficace selon (Ω_s). Dans notre cas, l'orientation des feuilles est supposée azimutalement symétrique et sphérique. On a donc $G(\Omega_s) = G(\theta_s) = 0.5$. Le terme $\sqrt{1-a_v}$ a été introduit par Goudriaan (1977) de manière à prendre en compte l'influence des diffusions sur la transmittance.

Afin d'évaluer la capacité prédictive de cette méthodologie, les données de sol nu servant à construire les MDS ont été aléatoirement séparées en deux jeux de données ; l'un a été utilisé pour construire la MDS, l'autre pour l'évaluer. Cette démarche de validation a permis de déterminer qu'en période de sol nu, la méthode des MDS permet une bonne estimation de E , non biaisée, avec des R^2 supérieurs à 0.65, des RMSE inférieurs $0.012 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, des pentes très proche de 1 et des interceptions quasiment nulles (Figure 11).

Cette méthode de décomposition a l'avantage de ne nécessiter que des mesures effectuées sur le terrain ; elle est facile à mettre en œuvre et ne nécessite pas d'optimisation de paramètres, ce qui la rend utilisable de façon générique.

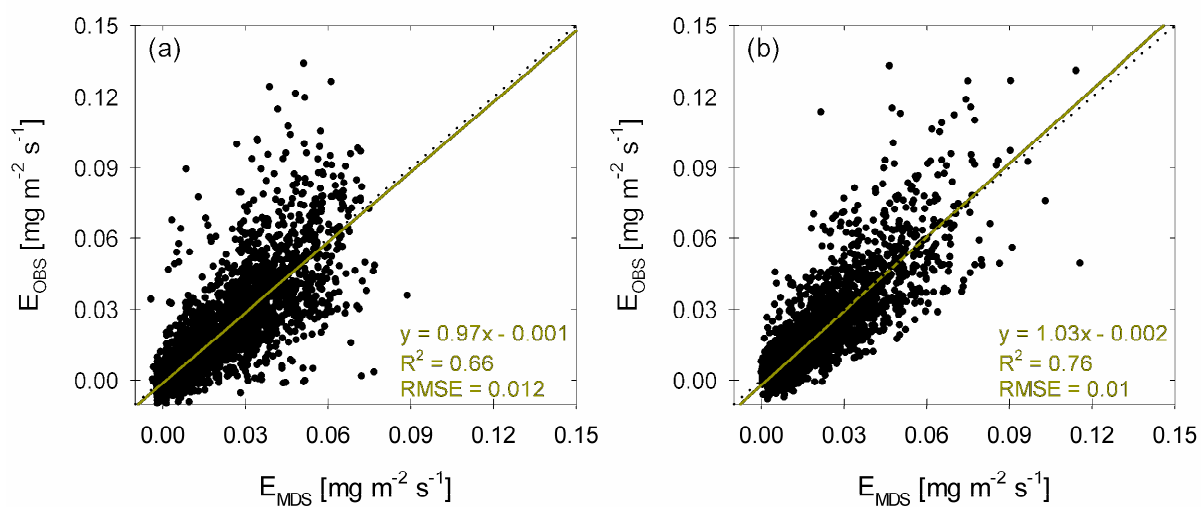


Figure 11 : Validation de l'estimation de l'évaporation du sol avec la méthode des MDS (E_{MDS}) en période de sol nu à (a) Auradé et (b) Lamasquère. Les traits et les notes en vert correspondent aux droites de régression et les traits en pointillés à la droite $y = x$.

8. Estimation de l'incertitude des bilans d'eau et de CO₂

Les bilans annuels ou saisonniers de CO₂ (NEP pour Net Ecosystem Production) et d'eau ont été calculés comme la somme des données semi horaires complètes (mesures + données remplacées, voir section 6 de ce chapitre) des flux correspondants. Bien que les flux soient filtrés et corrigés pour les erreurs systématiques connues, des erreurs aléatoires persistent dans les mesures causées par des problèmes électroniques et l'aspect stochastique du phénomène turbulent. Ces erreurs peuvent être accentuées à travers les différentes étapes de filtrage et de remplacement des données manquantes. Dans cette partie, les incertitudes associées à ces différentes sources d'erreurs ont été estimées et combinées afin de proposer une méthode systématique de calcul d'incertitudes sur les bilans.

8.1. Incertitude liée aux erreurs aléatoires de mesure des flux semi horaires

L'incertitude liée aux erreurs aléatoires de la mesure a été récemment étudiée par différents auteurs (Dragoni *et al.*, 2007; Hollinger & Richardson, 2005; Rannik *et al.*, 2006; Richardson & Hollinger, 2007; Richardson *et al.*, 2006b). La méthode que nous avons utilisée est basée sur celle décrite dans les études de Hollinger et Richardson (2005), Richardson *et al.* (2006b) et Richardson et Hollinger (2007). Dans un premier temps, la distribution de l'erreur aléatoire des mesures de flux a été estimée (Hollinger & Richardson, 2005). Pour cela des mesures paires indépendantes (X_1 et X_2) ont été définies avec les propriétés suivantes :

$$X_1 = \overline{x} + \delta_1 \quad (21a)$$

$$X_2 = \overline{x} + \delta_2 \quad (21b)$$

Avec \overline{x} , la vraie valeur du flux mesuré et δ_i , l'erreur aléatoire associée avec une moyenne égale à zéro et un écart type égal à $\sigma(\delta)$. Comme la valeur attendue de $(X_1 - X_2)$ est zéro, la variance de $(X_1 - X_2)$ est égale à la variance de $(\delta_1 - \delta_2)$ qui est donnée par :

$$\sigma^2(\delta_1 - \delta_2) = \sigma^2(\delta_1) + \sigma^2(\delta_2) + 2\text{cov}(\delta_1, \delta_2) \quad (22)$$

En faisant l'hypothèse que δ_1 et δ_2 sont indépendants et distribués de façon identique, le terme $2\text{cov}(\delta_1, \delta_2)$ est égal à zéro et $\sigma^2(\delta_1) = \sigma^2(\delta_2) = \sigma^2(\delta)$. La partie droite de l'équation (22) se simplifie donc à $2\sigma^2(\delta)$, ce qui permet d'écrire :

$$\sigma(\delta) = \frac{1}{\sqrt{2}} \sigma(X_1 - X_2) \quad (23)$$

Ainsi en répétant les observations paires X_1 et X_2 il est possible de déterminer l'erreur aléatoire de la mesure par son écart type. Comme dans Richardson *et al.* (2006b), les observations paires X_1 et X_2 ont été sélectionnées pour deux journées consécutives (X_1 et X_2 doivent être séparées d'exactly 24 h pour éviter les effets de la phénologie et de la dynamique saisonnière du climat sur les flux qui peuvent être très rapides, surtout en période de végétation) avec des conditions climatiques similaires ($\delta\text{PPFD} \leq 60 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, $\delta T_a \leq 2 \text{ }^\circ\text{C}$, $\delta U \leq 2 \text{ ms}^{-1}$).

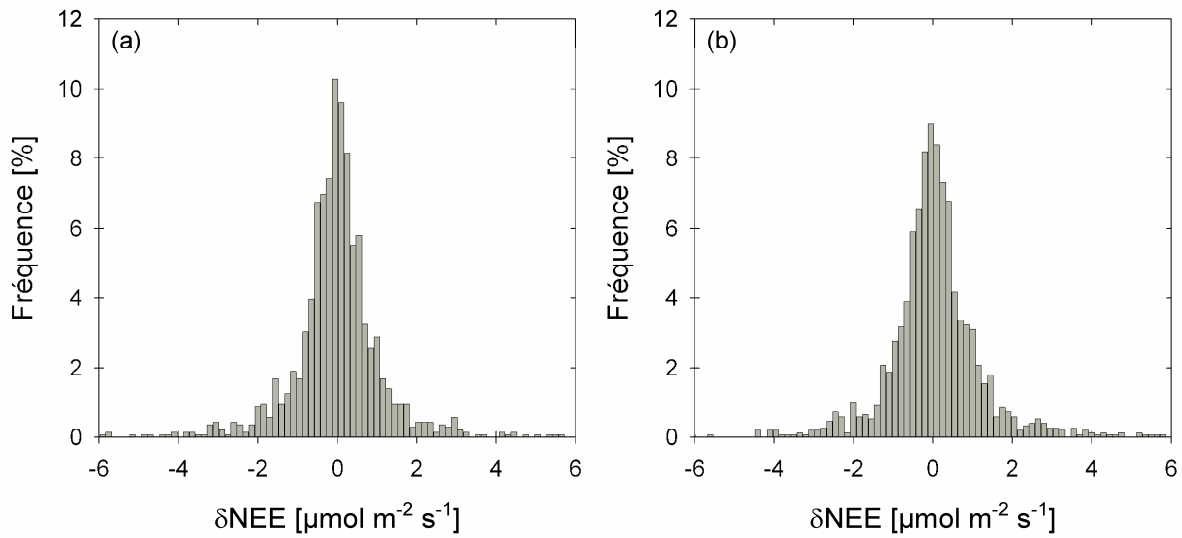


Figure 12 : Distribution de $\frac{(X_1 - X_2)}{\sqrt{2}}$ pour le flux net de CO_2 (NEE) à (a) Auradé et (b) Lamasquère entre le 18-mars-2005 et le 10-Oct-2007.

Comme pour les observations effectuées par Hollinger et Richardson (2005) et Richardson *et al.* (2006b), l'analyse de la Figure 12 révèle que la distribution des erreurs aléatoires n'est pas normale, mais suit plutôt une distribution de Laplace (double exponentielle). Pour ce type de distribution, l'écart type est défini de la façon suivante :

$$\sigma = \sqrt{2} \cdot \beta \quad (24)$$

Avec β le paramètre d'échelle unique définissant une distribution de Laplace. Un estimateur non biaisé de β est donné par :

$$\beta = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} |x_i - \bar{x}|}{n} \quad (25)$$

Dans l'étude de Richardson *et al.* (2006b), les auteurs ont montré que l'erreur aléatoire des mesures ($\sigma(\delta)$) variait avec la valeur moyenne du flux. Cette observation est également vraie pour les différents flux mesurés sur les parcelles d'Auradé et de Lamasquère (Figure 13). Une méthodologie de type Monte Carlo a ensuite été utilisée ; elle consiste à ajouter au flux mesurés filtrés un bruit aléatoire avec une moyenne égale à 0 et un $\sigma(\delta)$ déterminé à partir des droites de régression de la Figure 13. Les données manquantes ont ensuite été remplacées à partir de ce jeu de données bruité et le bilan annuel calculé. Cette opération étant reproduite cent fois, il a été possible de calculer un écart type sur le bilan annuel relatif aux erreurs aléatoires de la mesure ($\sigma(F_m)$).

8.2. Incertitudes sur la détection automatique du seuil de u^*

L'incertitude induite par l'erreur aléatoire de la détection automatique de seuil de u^* (voir section 5.2) a ensuite été étudiée. En effet, une erreur sur la détermination du seuil de u^* peut avoir un impact important sur le nombre de données filtrées en conditions de faibles turbulence. Ces données filtrées sont remplacées par des données en condition de turbulences bien développées, donc en général plus fortes (Figure 5 et Figure 6). Les bilans peuvent donc être fortement impactés par une erreur de détermination de ce seuil.

La méthodologie consiste à déterminer cent seuils de u^* (Figure 14) à partir de données re-échantillonnées aléatoirement avec remise, selon la technique du Bootstrap (Papale *et al.*, 2006). Les flux ont ensuite été filtrés avec ces cent seuils de u^* (tous les autres filtres étant identiques), les données manquantes ont été remplacées et les bilans annuels calculés. L'incertitude liée à la détection du seuil de u^* a enfin été estimée comme étant l'écart type des cent valeurs de bilan ainsi obtenues ($\sigma(F_u)$).

Les différences de distribution de seuil de u^* observées sur la Figure 14 montrent que l'algorithme de détection du seuil de u^* est moins stable avec les données d'Auradé qu'avec celles de Lamasquère. Pour les deux sites, des différences entre la moyenne du seuil de u^* des jeux de données re-échantillonnés et le seuil de u^* déterminé à partir du jeu de données initial (non re-échantillonné) sont observées. Ces deux observations témoignent de l'incertitude pouvant être induite par l'algorithme de détection du seuil de u^* , et donc démontrent la nécessité de ce type d'approche pour son évaluation.

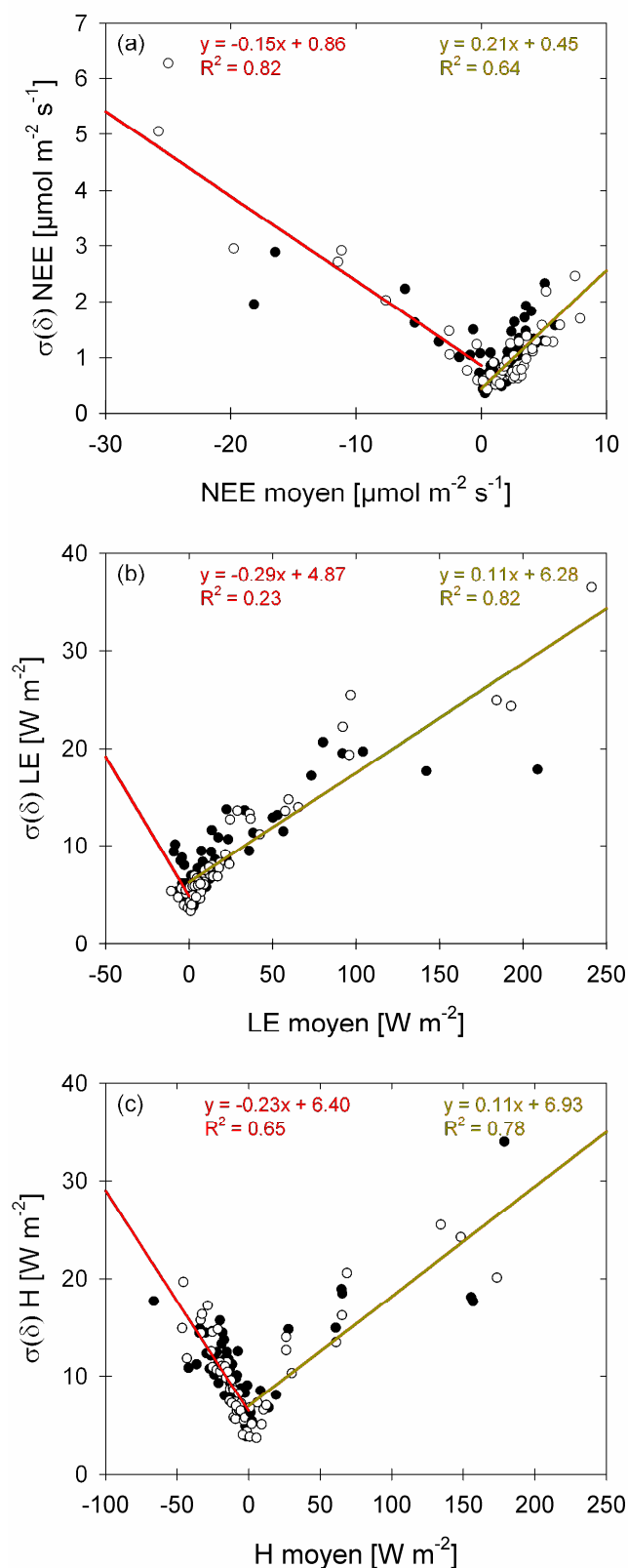


Figure 13 : Erreur aléatoire de la mesure en fonction de la valeur moyenne du flux (vingt classes de flux avec le même nombre de données dans chaque classe) pour (a) le flux net de CO_2 (NEE), (b) le flux de chaleur latente (LE) et (c) le flux de chaleur sensible (H). Les cercles pleins et vides correspondent aux parcelles d'Auradé et de Lamasquère, respectivement. Les traits et notes rouges et verts correspondent aux droites de régressions et leur coefficient de détermination pour les flux négatifs et positifs, respectivement.

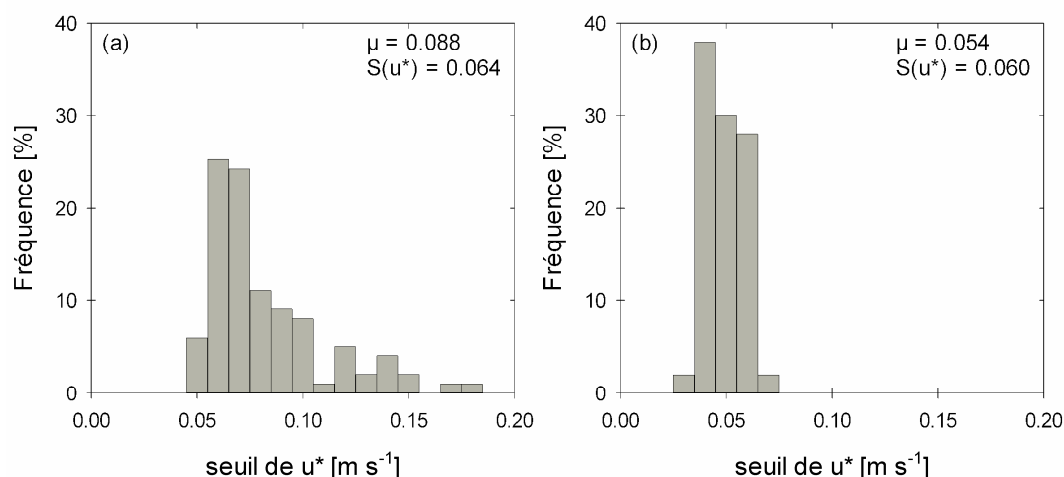


Figure 14 : Distribution du seuil de u^* , déterminé à partir des données re-échantillonnées à (a) Auradé et (b) Lamasquère entre le 18-mars-2005 et le 10-Oct-2007. μ correspond à la moyenne de la distribution et $S(u^*)$ au seuil de u^* déterminé avec le jeu de données non re-échantillonné.

8.3. Incertitude liée à la répartition et au nombre de trous dans le jeu de données

La répartition des trous dans le jeu de données a un impact très important sur le calcul des bilans en raison des importantes variations saisonnières de fonctionnement de l'écosystème et de leur impact sur les procédures de remplacement des données manquantes (Richardson & Hollinger, 2007). Une méthodologie a donc été développée pour analyser l'impact de la distribution des trous sur les bilans. Dans un premier temps, les données manquantes de flux ont été remplacées (voir section 6). Ensuite un bruit aléatoire (moyenne = 0 et $\sigma(\delta)$ calculé à partir de la Figure 13 a été ajouté aux données issues des procédures de remplacement des données manquantes pour éliminer le lissage induit par ces procédures. Le même nombre de trous, de mêmes tailles et avec la même répartition entre le jour et la nuit, a ensuite été aléatoirement réintroduit dans ce jeu de données complet. Cette opération a été effectuée cent fois afin de pouvoir calculer un écart type sur les bilans relatif à la distribution des trous dans le jeu de données ($\sigma(F_t)$).

8.4. Combinaison des incertitudes

En faisant l'hypothèse que les trois sources d'erreur décrites ci-dessus sont indépendantes et que les bilans obtenus suivent une distribution normale, l'écart type global ($\sigma(F)$) peut être calculé de la façon suivante :

$$\sigma(F) = \sqrt{\sigma(F_m)^2 + \sigma(F_u)^2 + \sigma(F_t)^2} \quad (26)$$

L'incertitude sur les bilans peut ainsi être donnée avec un intervalle de confiance de 95 % comme $2\sigma(F)$. Cette méthode d'estimation de l'incertitude permet donc de récapituler les erreurs induites par les principales étapes de traitement des flux, de façon systématique pour tous les écosystèmes. Cependant elle ne permet pas une description exhaustive de toutes les erreurs aléatoires et systématiques pouvant survenir avec la méthode d'EC (pour une description plus complète des différentes erreurs liées aux mesures avec un système d'EC, voir *Anthoni et al. (2004a)*, *Goulden et al. (1996)* et *Moncrieff et al. (1996)*). Les valeurs et l'analyse des incertitudes relatives à NEP seront abordées dans le chapitre 2 (*Béziat et al., 2009*).

**Chapitre 2. Analyse des flux et
bilans de CO₂ à l'échelle de la
parcelle agricole**

Article 1 : "Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France"

Pierre Béziat, Eric Ceschia *, Gérard Dedieu

*Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère (CESBIO), 18 avenue Edouard Belin bpi 2801, 31401
Toulouse cedex 9, France
Agricultural and Forest Meteorology, 149(10): 1628-1645*

* Corresponding author:

Mail: Centre d'Etudes Spatiale de la BIOSphère (CESBIO),

18 avenue Edouard Belin bpi 2801,

31401 Toulouse cedex 9, France

Email: eric.ceschia@cesbio.cnes.fr

Telephone: 0033 5 61 55 85 27

Fax: 0033 5 61 55 85 00

1. Résumé en Français

Le principal objectif de cette étude est d'analyser la dynamique saisonnière des flux de CO₂ et d'évaluer les effets du climat et de la gestion des cultures sur le bilan annuel de carbone à l'échelle de la parcelle agricole. Pour cela, les flux de CO₂ ont été mesurés par la méthode des fluctuations turbulentes (EC pour Eddy Correlation en anglais) au dessus de deux parcelles agricoles, Auradé et Lamasquère situées près de Toulouse et pour une succession de trois cultures entre 2005 et 2007 : colza, blé d'hiver et tournesol à Auradé et triticale, maïs et blé d'hiver à Lamasquère.

Les mesures semi horaires de flux net de CO₂ (NEE pour Net Ecosystem Exchange en anglais) ont été décomposées entre la production primaire brute de l'écosystème (GEP pour Gross Primary Production en anglais) et la respiration totale de l'écosystème (R_E). Pour ce faire, les mesures de NEE nocturnes, ou seule la composante R_E est présente ont été extrapolées à la journée, à l'aide d'un modèle empirique de R_E dépendant de la température de l'air et soustraites aux mesures de NEE pour obtenir GEP. La production nette annuelle de l'écosystème (NEP pour Net Ecosystem Production en anglais) a été calculée pour chaque culture en sommant les valeurs semi horaires de NEE complétées (voir Chapitre 1). Différentes méthodes utilisées pour le traitement des mesures de flux et le calcul de NEP (utilisation des périodes de fonctionnement de la végétation, adaptation du test de stationnarité et calcul du stockage de CO₂ à partir d'un profil de mesures, voir Chapitre 1) ont été testées et discutées et une méthodologie pour estimer l'incertitude de NEP est présentée. Cette incertitude rend compte de l'erreur aléatoire sur les mesures et de l'impact des différents traitements effectués sur les flux (filtrage et vérification de la qualité des données et remplacement des données manquantes).

Les valeurs annuelles de NEP étaient comprises entre $-369 \pm 33 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour le blé d'hiver à Lamasquère en 2007 et $28 \pm 18 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour le tournesol à Auradé en 2007. A part pour le tournesol, les parcelles d'Auradé et de Lamasquère étaient des puits de carbone (voir Table 4). Ces valeurs sont comparables avec les valeurs de NEP rapportées dans la littérature, sauf pour le maïs. En effet, en raison d'une faible irrigation (148 mm à Lamasquère en 2006 contre plus de 300 mm pour les autres parcelles étudiées dans la littérature) notre maïs a eu un faible développement se traduisant par de faibles valeurs de surface foliaire induisant de faibles valeurs de GEP et de NEP en comparaison avec les précédentes études effectuées sur maïs. Globalement, les valeurs de NEP sont fortement influencées par la durée de la période d'assimilation nette du CO₂ ainsi que par les variations interannuelles du climat. Par exemple, un développement précoce du blé d'hiver a été observé en 2007 en raison d'un hiver chaud, provoquant des différences importantes dans la dynamique de GEP, R_E et NEE et une fixation nette de CO₂ plus importante en comparaison avec le blé d'hiver de 2006. L'impact de la gestion des cultures sur la dynamique des flux de CO₂ et sur NEP a aussi été mis en évidence. L'impact du labour sur les flux était important quand il interrompait l'assimilation nette de

CO₂ induite par les épisodes de repousses mais n'avait pas d'effets visibles à cours terme en période de sol nu. Les épisodes de repousses spontanées après la récolte ont limité les pertes de carbone : à Lamasquère en 2005 les repousses ont permis de stocker plus de 50 g C m⁻².

Des différences en terme de réponses de NEE des différentes cultures aux variables climatiques et à la surface d'assimilation ont été mises en évidence et discutées. Il a été montré que l'éclairement diffus (pour une quantité de rayonnement total égale) est un facteur améliorant de la fixation nette de CO₂. De même, les cultures avec de fortes valeurs de surfaces foliaires étaient plus efficaces d'un point de vue de fixation du CO₂ car leur assimilation saturait moins pour les fortes valeurs d'éclairement. Il a également été montré que les fortes valeurs de déficit de vapeur d'eau réduisaient les valeurs absolues de NEE de façon plus importante pour les cultures d'hiver que pour les cultures d'été.

Enfin, la production nette du biome (NBP pour Net Biome Production en anglais) a été calculée annuellement en se basant sur NEP et en prenant en compte les imports de carbone par la fertilisation organique (fumier, lisier...) et les exports de carbone au moment de la récolte (Figure 7). Pour les trois cultures, la moyenne de NBP montre que la parcelle d'Auradé était à peu près équilibrée (bilan de carbone nul) alors que la parcelle de Lamasquère perdait environ 100 g C m⁻² an⁻¹ ; donc la parcelle de Lamasquère est une source de carbone malgré les importations importantes de carbone par les fertilisants organiques. Les exports de carbone à la récolte représentent généralement pour nos parcelles le terme le plus important dans le bilan annuel de carbone. Ces exports sont conditionnés par le type d'exploitation agricole : Lamasquère est une ferme d'élevage qui exporte la plupart de la biomasse aérienne de la parcelle pour la nourriture et la litière du bétail, alors qu'Auradé est une ferme céréalière qui exporte seulement le grain.

2. Abstract

Long term flux measurements of different crop species are necessary to improve our understanding of management and climate effects on carbon flux variability as well as cropland potential in terrestrial carbon sequestration. The main objectives of this study were to analyse the seasonal dynamics of CO₂ fluxes and to establish the effects of climate and cropland management on the annual carbon balance.

CO₂ fluxes were measured by means of the eddy correlation (EC) method over two cropland sites, Auradé and Lamasquère, in South West France for a succession of three crops: rapeseed, winter wheat and sunflower at Auradé, and triticale, maize and winter wheat at Lamasquère. The net ecosystem exchange (NEE) was partitioned into gross ecosystem production (GEP) and ecosystem respiration (R_E) and was integrated over the year to compute net ecosystem production (NEP). Different methodologies tested for NEP computation are discussed and a methodology for estimating NEP uncertainty is presented.

NEP values ranged between $-369 \pm 33 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for winter wheat at Lamasquère in 2007 and $28 \pm 18 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for sunflower at Auradé in 2007. These values were in good agreement with NEP values reported in the literature, except for maize which exhibited a low development compared to the literature. NEP was strongly influenced by the length of the net carbon assimilation period and by interannual climate variability. The warm 2007 winter stimulated early growth of winter wheat, causing large differences in GEP, R_E and NEE dynamics for winter wheat when compared to 2006. Management had a strong impact on CO₂ flux dynamics and on NEP. Ploughing interrupted net assimilation during voluntary re-growth periods, but it had a negligible short term effect when it occurred on bare soil. Re-growth events after harvest appeared to limit carbon loss: at Lamasquère in 2005 re-growth contributed to store up to 50 g C m^{-2} . Differences in NEE response to climatic variables (VPD, light quality) and vegetation index were addressed and discussed.

Net biome production (NBP) was calculated yearly based on NEP and considering carbon input through organic fertilizer and carbon output through harvest. For the three crops, the mean NBP at Auradé indicated a nearly carbon balanced ecosystem, whereas Lamasquère lost about $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$; therefore, the ecosystem behaved as a carbon source despite the fact that carbon was imported through organic fertilizer. Carbon exportation through harvest was the main cause of this difference between the two sites, and it was explained by the farm production type. Lamasquère is a cattle breeding farm, exporting most of the aboveground biomass for cattle bedding and feeding, whereas Auradé is a cereal production farm, exporting only seeds.

Keywords: Crop; Carbon balance; Net ecosystem exchange; Eddy covariance; Management; Uncertainties

3. Introduction

Understanding and quantifying carbon sources and sinks is a major challenge for the scientific community. The main goal is to assess the carbon balance, to see what practices result in lower emissions and to recommend their use. In terrestrial ecosystems, the massive conversion of forest to cropland has caused an important loss of soil carbon, mainly through soil respiration (Robert & Saugier, 2003). Currently, croplands represent about one third of Europe's land surface (Smith *et al.*, 2005b). Over the last 8000 years, agriculture has had a significant impact on the atmospheric concentration of CO₂ and CH₄ (Salinger, 2007). Impacts of agriculture on global climate changes through greenhouse gas emissions and changes in the physical properties of land cover have been summarized in the recent analyses of Desjardins *et al.* (2007) and Raddatz (2007). Hutchinson *et al.* (2007) concluded that the carbon sequestration potential of croplands should be considered as a modest but non negligible contribution to climate change mitigation (between 3 and 6 % of fossil fuel contribution to climate changes), but quantification of crop carbon sequestration potential remains very uncertain. Therefore, variability in stocks and fluxes of carbon in croplands is a theme of major interest. However, most studies involving micrometeorological measurements by the eddy correlation (EC) method have focused on forest ecosystems, some have investigated grasslands and only a minority has concentrated on croplands.

Recent studies on croplands have focused on seasonal patterns of CO₂ flux and annual carbon balance for different crops. The most studied croplands were maize-soybean rotations in North America (Baker & Griffis, 2005; Bernacchi *et al.*, 2005; Hollinger *et al.*, 2005; Pattey *et al.*, 2002; Suyker *et al.*, 2005; Suyker *et al.*, 2004; Verma *et al.*, 2005). However, rice (Saito *et al.*, 2005), sugar beat (Moureaux *et al.*, 2006), winter wheat and triticale (Ammann *et al.*, 1996; Anthoni *et al.*, 2004a; Baldocchi, 1994) have also been studied. In Soegaard *et al.* (2003), an attempt was made to scale up crop fluxes by comparing EC measurements placed on a tall mast coupled with a footprint analysis of EC measurements over five different crop plots (winter wheat, spring and fall barley, maize and grass) around the tall mast.

Some of recent studies on croplands reveal the importance of management practices on plot carbon balance. In Baker & Griffis (2005), CO₂ flux measurements were carried out on two plots with similar climatic and soil conditions but different management practices. The authors concluded that carbon gain caused by reduced tillage and intercropping compared to conventional management was compensated for by a drop in productivity and an increase in crop residue decomposition. However, it has been shown that the conversion of conventional tillage to no-till agriculture in maize/soybean crops in the USA might result in an annual net carbon sequestration of 20.77 Tg C (Bernacchi *et al.*, 2005; Bernacchi *et al.*, 2006). Hollinger *et al.* (2005) showed that considering biomass export and fuel

combustion may transform a soybean crop from a sink to a source of carbon. Therefore, considering management to address whether a crop is a source or a sink is essential. Still, too few long-term accurate flux measurements over different crop species have been conducted to quantify management and climate effects on spatial and temporal flux variability, as well as to determine the potential role of cropland in terrestrial carbon sequestration.

In the present study, CO₂ flux measurements were performed, using the EC method, during three cropping seasons in South West France at two crop sites with similar climates but different soils and management practices. The main objectives were 1) to adapt conventional EC data post-treatments, developed mainly for forest, to account for fast and discontinuous canopy structure variations specific to croplands, to evaluate the impact of these modified computational methods on annual net ecosystem carbon exchange (NEP) and estimate NEP uncertainty; 2) to analyse the seasonal dynamics and CO₂ flux evolution of different crop species (rapeseed, triticale, winter wheat, maize and sunflower) in relation to management and climate; 3) to compare crop carbon assimilation efficiencies through analysis of light response curves; and 4) to establish the annual carbon balance for the different crops and evaluate the influence of management and climate.

4. Materials and methods

4.1. Site descriptions

Since 18 March 2005, micrometeorological and meteorological measurements have been performed over two cultivated plots, Auradé and Lamasquère, separated by 12 km and located near Toulouse (South West France). Both sites are part of the CarboEurope-IP Regional experiment (Dolman *et al.*, 2006) and the CarboEurope-IP Ecosystem component (WP1) experiment. Both sites have been cultivated for more than 30 years and experience similar climatic conditions but have different management practices, soil properties and topography. Crop rotations on both sites are quite representatives of the main regional crop rotations. Table 1 summarizes the main characteristics and general climate of the two sites.

The Auradé plot belongs to a private farmer and is located on a hillside area near the Garonne river terraces. The plot is characterised by a rapeseed/winter wheat/sunflower/winter wheat rotation. It was cultivated with rapeseed (*Brassica napus L.*) from 13-Sept-2004 (day-month-year) to 27-Jun-2005, with winter wheat (*Triticum aestivum L.*) from 27-Oct-2005 to 29-Jun-2006 and with sunflower (*Helianthus annuus L.*) from 11-Apr-2007 to 20-Sept-2007. It was supplied with mineral fertilizer (204 and 124 kg N ha⁻¹ for rapeseed and winter wheat, respectively, and no fertilization for sunflower) and has never been irrigated. Superficial tillages (5-10 cm depth) were done after rapeseed harvest (04-Jul-2005 and 04-Aug-2005) to plough residues, and re-growth of crops and weeds into the soil. Deep tillages (30 cm depth) were performed before winter wheat sowing (22 and 23-Sept-2005) and before sunflower sowing (plough on 29 and 30-Sept-2006 and harrow on 12-Mar-2007).

The Lamasquère plot was cultivated with triticale (*Triticosecale*) from 24-Nov-2004 to 11-Jul-2005, with maize (*Zea mays L.*) used for silaging from 01-May-2006 to 31-Aug-2006 and with winter wheat (*Triticum aestivum L.*) from 18-Oct-2006 to 15-Jul-2007. This plot is part of an experimental farm owned by the Ecole Supérieure d'Agronomie de Purpan (ESAP). The instrumented site borders the "Touch" river and is characterised by a triticale/maize/winter wheat/maize rotation. Organic fertilisers (150, 115 and 150 kg N ha⁻¹ for triticale, maize and winter wheat, respectively) and mineral fertilisers (89, 91 and 234 kg N ha⁻¹ for triticale, maize and winter wheat, respectively) were supplied to the plot. To plough residues and manure into the soil, the plot was tilled superficially before the sowing of triticale (28-Sept-2004), and a non inverting tillage was performed between the maize harvest and winter wheat sowing (10 and 11-Oct-2006). A deep tillage was done before maize sowing (plough on 01-Dec-2005 and harrow on 29 and 30-Mar-2006). The plot was irrigated when maize was

cultivated, with a total amount of 147.8 mm. In autumn 2004, triticale seeds were spread instead of being sown in a row, because the soil was too wet to allow the use of conventional tools.

Table 1: Site characteristics and general information on soil and meteorology. Climatic means were measured with each site meteorological station as described in section 4.2. Mean annual air temperatures and annual precipitations were computed with data from 18-Mar-2005 to 17-Mar-2006 (2005 values) and from October to October (2006 and 2007 values). Mean wind speed and wind rose were computed with data from 18-Mar-2005 to 01-Oct-2007. Climatic normals are "Meteo France" data from the "Toulouse Blagnac" station (visible at <http://www.infoclimat.fr/climatologie/index.php>); they correspond to means calculated over 30 years (1961-1990).

		Sites	
		Auradé	Lamasquère
Site characteristics	Coordinates	43°54'97"N, 01°10'61"E	43°49'65"N, 01°23'79"E
	Plot area [ha]	23.5	32.3
	Elevation [m]	245	180
	Slope [%]	2	0
	Exposure	ENE	
	Fetch in main wind directions [m]	260 W, 270 ESE	200 W, 140 ESE
Soil	Class of soil texture	clay loam	clay
	Particle analysis [% sand; % loam; % clay]	20.6 47.1 32.3	12.0 33.7 54.3
Site climates	Mean annual temperature 2005 [°C]	12.84	12.54
	2006 [°C]	12.97	12.95
	2007 [°C]	13.30	13.09
	Annual Precipitation 2005 [mm]	724	681
	2006 [mm]	684	620
	2007 [mm]	671	615
	Mean wind speed [m s ⁻¹]	2.60	1.79
	Wind distribution		
Climatic normals	Mean annual temperature [°C]	12.9	
	Annual Precipitation [mm]	655.7	

4.2. Field measurements

4.2.1. Flux measurements

Masts were installed in the middle of each plot in order to optimize fetch in main wind directions (see Table 1). Secured enclosures surrounded the masts to avoid damage caused by wild animals. Management within the enclosures closely resembled the management in the rest of the fields. Turbulent fluxes of CO₂ (F_{ct}), water vapour (evapotranspiration, E and latent heat, LE), sensible

heat (H) and momentum (τ) have been measured continuously by the EC method (Aubinet *et al.*, 2000; Baldocchi, 2003; Grelle & Lindroth, 1996; Moncrieff *et al.*, 1997) since 18-Mar-2005. The EC devices were mounted at heights of 2.8 and 3.65 m at Auradé and Lamasquère, respectively. Instrument heights were chosen to be at worst 1 m higher than crops at their maximum development. The EC system is made of a three-dimensional sonic anemometer (CSAT 3, Campbell Scientific Inc, Logan, UT, USA) and an open-path infrared gas analyzer (LI7500, LiCor, Lincoln, NE, USA). Data were recorded at 20 Hz on a data logger (CR5000, Campbell Scientific Inc, Logan, UT, USA) and stored on a 1 GB compact flash card. Zero and span calibrations were performed for CO₂ and H₂O every six month.

4.2.2. Meteorological measurements

Standard meteorological variables were recorded on each site to analyse and calculate turbulent fluxes. Different radiation components were measured: incoming and outgoing short-wave and long-wave radiation with a CNR1 (Kipp & Zonen, Delft, NL); net radiation with a NR-lite (Kipp & Zonen, Delft, NL); incoming photosynthetic photon flux density (PPFD) with a PAR-lite (Kipp & Zonen, Delft, NL) and direct and diffuse PPFD with a BF2 (Delta-T, Cambridge, UK). Direct and diffuse PPFD measurements began in March 2005 at Lamasquère and in September 2005 at Auradé. Three PAR-LE sensors (PAR-LE, Solems, Palaiseau, France) were used to measure transmitted PPFD to soil and one to measure reflected PPFD above vegetation. Photosynthetic photon flux density absorbed by vegetation (aPPFD) was calculated as follows (Ruimy *et al.*, 1995):

$$aPPFD = (PPFD + r_s tPPFD) - (tPPFD + r_t PPFD) \quad (1)$$

where r_s is the soil reflectance for PPFD, $tPPFD$ is the PPFD transmitted to soil and $r_t PPFD$ is the total reflected PPFD by both soil and vegetation measured above vegetation. The first and second term of the right-hand side of Equation (1) correspond to incoming and outgoing PPFD relative to the vegetation, respectively. r_s was estimated as the slope of the linear regression between $r_t PPFD$ and PPFD during bare soil periods between tillage and sowing. r_s estimates were 0.145 ($R^2 = 0.81$) at Lamasquère and 0.231 ($R^2 = 0.82$) at Auradé. aPPFD was only calculated for periods with plant area index (PAI) higher than $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ to limit spatial variability errors in $tPPFD$ measurements caused by spatial heterogeneity in radiation at the floor and the limited number of sensors. During those periods, statistical differences between the PAR-LE sensors were low (relative standard deviation < 0.3).

Air temperature and relative humidity were measured with a Vaisala probe (HMP35A, Vaisala, Helsinki, Finland). Precipitation was recorded with a ARG100 rain-gauge (Environmental Measurements Ltd., Sunderland, UK), atmospheric pressure with a BS4 sensor (BS4, Delta-T, Cambridge, UK), wind speed and direction with a 014A wind speed sensor and a 024A wind direction

sensor (Met one instruments, inc., Grants Pass, OR, USA), respectively, at Lamasquère and a Young wind monitor (05103, Young, Traverse city, M, USA) at Auradé. Surface radiative temperature was measured with a precision infrared temperature sensor (IRTS-P, Campbell Scientific Inc, Logan, UT, USA). Soil temperature, moisture and heat flux profiles were measured with TP107 (Campbell Scientific Inc, Logan, UT, USA), CS616 (Campbell Scientific Inc, Logan, UT, USA) and HFP01 (Hukseflux, Delft, NL) probes, respectively. Three measurement repetitions were performed on each site at depths of 0.05, 0.10, 0.30 m and a single measurement was taken at depths of 0.60 m and 1 m at Auradé and Lamasquère, respectively. Since 03-Nov-2006 at Auradé and 24-Aug-2006 at Lamasquère, CO₂ atmospheric concentration, air temperature and relative humidity profiles (50 and 150 cm aboveground) have been measured using GMP343 (GMP343, Vaisala, Helsinki, Finland) and HMP50 (HMP50, Vaisala, Helsinki, Finland), respectively. These measurements were then used for multi-layer CO₂ storage calculations (see section 4.3).

4.2.3. Biomass inventories and photosynthetic surface measurements

Destructive measurements were operated to analyse biomass and PAI dynamics. In 2005, randomly spatially distributed plants were collected monthly in each field. Between each destructive measurement date, 30 and 20 randomly spatially distributed hemispherical photographs were taken at Auradé and Lamasquère, respectively, to analyse PAI temporal evolution more accurately (Demarez *et al.*, 2008). This method was cross-calibrated with destructive measurements. In 2006 and in 2007, plants were collected on the two diagonals of the fields, monthly during slow vegetation development periods and every two weeks during fast vegetation development periods. The aboveground dry mass (DM) distribution among organs was measured using OHAUS balance (SPU 4001, OHAUS, Pine Brook, NJ, USA). PAI was defined as the half surface of all green organs and leaf area index (LAI) as the half surface of green leaves; it was measured by means of a LiCor planimeter (LI3100, LiCor, Lincoln, NE, USA). For rapeseed, maize and sunflower, 30 plants were collected at each date. However, because of the large rapeseed plant sizes, only 10 plants were sampled at Auradé from April 2005 until harvest. This reduced sampling and the large variability observed in the field may explain the large PAI standard deviation observed on 28-Apr-2005 (Figure 2 (a)). For winter wheat, ten 1.5 meter long rows were collected at each sampling date. Because seeds were not sown in rows, triticale was sampled by collecting ten 0.25 m² plots.

After harvest, crop residues were sampled on ten 0.25 m² plots for each crop. Analyses of plant and residue carbon content were performed just before harvest. Exported carbon from the plot during harvest (Exp) was calculated by subtracting the carbon content in the aboveground biomass (AGB) and the carbon content in crop residues (Residues). Exp standard deviation, $\sigma(\text{Exp})$, was calculated from $\sigma(\text{AGB})$ and $\sigma(\text{Residues})$ as:

$$\sigma(\text{Exp}) = \sqrt{\frac{\sigma(\text{AGB})^2}{nb} + \frac{\sigma(\text{Residues})^2}{nr}} \quad (2)$$

where nb is the number of aboveground biomass samples, and nr the number of residues samples. For this calculation, we assume a normal distribution and independence between AGB and Residues. We choose to calculate Exp from our destructive samples instead of using the yield data from the farmers, because their yield estimates correspond to mean yield values for several plots grown with the same crop on the farm. However, both Exp and yields were in good agreement (slope = 0.97, intercept = 19 g C m⁻², R² = 0.98).

4.3. Flux data treatments

4.3.1. Flux calculation

Atmospheric convention was used in this paper with negative flux moving downward from the atmosphere to the ecosystem and positive flux moving upward. EdiRe software (Robert Clement, © 1999, University of Edinburgh, UK) was used to calculate fluxes on 5 and 30 minute intervals following CarboEurope-IP recommendations. A 2D rotation was applied in order to align the streamwise wind velocity component with the direction of the mean velocity vector. Fluxes were corrected for spectral frequency loss (Moore, 1986). F_{ct}, E and LE fluxes were corrected for air density variations (Webb *et al.*, 1980).

Before temperature, relative humidity and CO₂ concentration profiles below the EC system were measured, changes in CO₂ storage (F_{cs}) were calculated as described in Aubinet *et al* (2001) but with only one measuring height for CO₂ concentration:

$$F_{cs} = \frac{P_a}{RT_a} \cdot \frac{\partial c}{\partial t} \cdot h_{ec} \quad (3)$$

where h_{ec} is the EC system height, P_a is the atmospheric pressure at h_{ec}, T_a is the air temperature at h_{ec}, R is the molar gas constant, and c is the CO₂ concentration at h_{ec}. This methodology is known to underestimate F_{cs} by about 20 to 25 % (Saito *et al.*, 2005). However, it is often used for ecosystems with short vegetation, such as croplands and grasslands, where F_{cs} is assumed to be low (Anthoni *et al.*, 2004a; Moureaux *et al.*, 2006; Suyker *et al.*, 2005; Verma *et al.*, 2005; Wohlfahrt *et al.*, 2005; Xu & Baldocchi, 2004). Net ecosystem exchange (NEE) was then calculated as the sum of F_{ct} and F_{cs}. When CO₂ concentration profiles below the EC were measured, Equation (3) was used to calculate storage in each h_i high layer of the profile. F_{cs} below the EC system was then calculated as the sum of storage in each h_i high layer.

4.3.2. Flux filtering and quality control

Fluxes were filtered to remove data corresponding to technical problems, inappropriate meteorological conditions for EC measurements, low spatial representativeness, and violation of EC theory (Aubinet *et al.*, 2000; Baldocchi, 2003; Foken & Wichura, 1996).

Initially, flux data were discarded if the scalar means, scalar standard deviations or flux values were out of realistic bounds.

F_{ct} , E and LE were also discarded during rainfall periods and the half-hour following rainfall events because of a dysfunction of the open-path gas analyzer and sonic anemometer in wet conditions. However, Ruppert *et al.* (2006) showed that rain gauge measurements are not sufficiently accurate to identify light precipitation events; therefore, outliers remain. In the present study, these remaining outliers, as well as those caused by the wet gas analyzer or other events, were detected by the comparison of half-hourly fluxes X_i with a 200 data point moving mean (X_{gi}) and standard deviation (X_{sdi}) as follows:if

$$X_i < X_{gi} - (2.5 \cdot X_{sdi}) \quad (4a)$$

or

$$X_i > X_{gi} + (2.5 \cdot X_{sdi}) \quad (4b)$$

then X_i was discarded from the dataset. This procedure was performed separately for day-time and night-time data. Night-time was defined as PPFD $< 5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and solar elevation angles $< 0^\circ$.

A friction velocity (u_*) criteria was used to determine periods within the low turbulence regime when fluxes are systematically underestimated by EC measurements (Aubinet *et al.*, 2000; Falge *et al.*, 2001a; Gu *et al.*, 2005; Papale *et al.*, 2006; Reichstein *et al.*, 2005). Reichstein *et al.* (2005) proposed an automatic method to determine the u_* threshold applied every three months to take into account changes in phenology and canopy properties. However, in croplands, changes in canopy structure are fast and discontinuous because of harvest and tillage. Therefore, we defined crop functioning periods (CFP) between dates of sowing, maximum crop development, harvest and tillage. A u_* threshold was then determined with the Reichstein *et al.* (2005) automatic method for each CFP. Flux data below the highest u_* threshold were discarded from the dataset to maintain the same conservative approach as Reichstein *et al.* (2005).

For each half-hourly flux value, a fetch including 90 % of the flux (D_{90_i}) was computed with the Kljun *et al.* (2004) parameterisation. This fetch was compared with the distance between the mast and the edge of the plot in the main wind direction for the corresponding half-hour (D_i). If $D_{90_i} > D_i$, fluxes were discarded because we assumed that it was not sufficiently representative of the plot.

Stationarity and development of turbulent conditions are important hypotheses for EC measurements. They were tested with the steady state test and the integral turbulence characteristic test recommended by Foken & Wichura, (1996) and revisited by Foken *et al.* (2004). Flux data were flagged 0, 1 or 2 with 0 corresponding to the best quality and 2 to the worst (see Foken *et al.* (2004) for details). However, the steady state test was applied only if an absolute threshold between covariance over 30 minutes and means of covariances over 5 minutes for the corresponding half-hour was reached. This method allows us to keep fluxes corresponding to covariances close to zero that failed the steady state test for mathematical reasons. The absolute threshold was defined as the EC measurement estimated accuracy; it was fixed, based on our expertise, at $1.25 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ for NEE and 10 W m^{-2} for energy fluxes H and LE. Fluxes corresponding to an unrotated vertical wind velocity mean $w > 0.35 \text{ m s}^{-1}$ were also flagged 2, because measurements over this threshold cannot be properly corrected with rotation procedures (Foken & Wichura, 1996; Göckede *et al.*, 2004). In the remainder of the study, filtered NEE correspond to values that pass all the filters described above and with a quality flag lower than 2.

4.3.3. Flux gapfilling and NEE partitioning between GEP and RE

To compute daily to annual sums of fluxes, NEE gaps were filled in all the dataset. The algorithm described in Reichstein *et al.* (2005) was used for gapfilling; it was not applied to the whole dataset but on each CFP independently to account for the fast and discontinuous changes in canopy properties. After gapfilling was achieved, NEE was partitioned into gross ecosystem production (GEP) and ecosystem respiration (R_E) components. The method described in Reichstein *et al.* (2005), based on the Lloyd & Taylor (1994) model parameters optimisation, was followed:

$$R_E = R_{\text{ref}} \cdot \exp\left(E_0 \left(\frac{1}{T_{\text{ref}} - T_0} - \frac{1}{T_a - T_0}\right)\right) \quad (5)$$

where R_{ref} is the respiration at the reference temperature T_{ref} (here $10 \text{ }^\circ\text{C}$ therefore $R_{\text{ref}} = R_{10}$), E_0 is a parameter describing R_E sensitivity to temperature, and T_0 is a temperature scale parameter kept constant at $-46.02 \text{ }^\circ\text{C}$ as in Lloyd & Taylor (1994) to avoid any over-parameterization of the model as explained by Reichstein *et al.* (2005). First, the model parameter E_0 was optimised using nocturnal filtered NEE (equal to the observed ecosystem respiration) for each CFP, because it is strongly correlated to canopy properties (see Reichstein *et al.* (2005) for a full description of the optimisation process). Then R_{10} was optimised with nocturnal filtered NEE for five days sliding windows with a two day step and interpolated every half-hour. Diurnal R_E was then calculated using Equation (5) with optimised E_0 and R_{10} and diurnal T_a . Diurnal GEP was finally calculated as the difference between the diurnal gapfilled NEE and the diurnal calculated R_E .

4.3.4. Carbon balance calculation and uncertainty assessments

Net ecosystem production (NEP) was defined as the annual integration of half hourly NEE values. NEP was computed from early October to late September, because this period generally begins after summer crop harvest and before the beginning of winter crop sowing. Therefore, this integration period is valid for both winter and summer crop species. However, in 2005, because continuous EC measurements started on 18-Mar-2005, the NEP for rapeseed at Auradé and triticale at Lamasquère were computed between 18-Mar-2005 and 17-Mar-2006. Although this integration period is not ideal because growth had already started in March, these data were integrated into the analysis because of the lack of flux data concerning triticale and rapeseed in the literature.

Three different sources of random errors were investigated to assess NEP uncertainty:

1) The uncertainty introduced in NEP by the random error of the systematic u_* threshold determination $\sigma(\text{NEPu})$ was assessed with the same bootstrapping approach as in Papale *et al.* (2006). Data were re-sampled 100 times using the bootstrap approach to determine 100 u_* thresholds. NEE were then filtered with the new u_* thresholds (NEEu) and gapfilled. All other treatments on NEEu were the same as those described in section 4.3.2. NEP from the 100 u_* thresholds (NEPu) were then computed. $\sigma(\text{NEPu})$ was calculated as the standard deviation of all the NEPu.

2) Random errors in measurement can also introduce uncertainties in NEP *via* gapfilling and data integration (Dragoni *et al.*, 2007; Rannik *et al.*, 2006; Richardson & Hollinger, 2007). We followed the Richardson & Hollinger (2007) methodology to calculate the uncertainty introduced in NEP by the random errors in measurement ($\sigma(\text{NEPr})$) in the following steps:

- Random errors (δ) were calculated as the differences between fluxes in similar climatic conditions on two successive days (Richardson *et al.*, 2006b).

- A relation between $\sigma(\delta)$ and NEE was established for 20 NEE bins with the same number of data in each bin. Both sites were included in this relation, because they have the same instrumentation set up and the same ecosystem type. The following relations were found:

$$\sigma(\delta) = -0.152 \text{ NEE} + 0.87 \quad \text{for } \text{NEE} \leq 0 \quad (\text{R}^2 = 0.82) \quad (6a)$$

$$\sigma(\delta) = 0.204 \text{ NEE} + 0.47 \quad \text{for } \text{NEE} > 0 \quad (\text{R}^2 = 0.63) \quad (6b)$$

- Random noise from a double exponential distribution with 0 mean and $\sigma(\delta)$ standard deviation calculated from Equation (6) a and b was added to filtered NEE (NEEr). NEEr was then gapfilled, and the noisy NEP (NEPr) was computed. This last step was repeated 100 times, and $\sigma(\text{NEPr})$ was calculated as the standard deviation of all NEPr.

3) The uncertainty introduced in NEP by the gapfilling method errors $\sigma(\text{NEPgap})$ was analysed through a gap distribution impact analysis. First, filtered NEE were gapfilled. Then random

noise from a double exponential distribution with 0 mean and $\sigma(\delta)$ standard deviation (Equation (6) a and b) was added to the modelled NEE resulting from gapfilling procedures; no random noise was added to the filtered NEE. This procedure was done to avoid the smoothing impact of gapfilling procedures. Then gaps (same number, same size, and with approximately the same distribution between night and day as observed in filtered NEE) were randomly introduced in this gapfilled NEE (NEEgap). NEEgap was then gapfilled and integrated to compute NEP (NEPgap). Gap re-introduction and NEPgap computation was done 100 times. $\sigma(\text{NEPgap})$ was calculated as the standard deviation of all the NEPgap.

Assuming a normal distribution of NEPu, NEPr and NEPgap and that these three sources of error were independent, NEP standard deviation, $\sigma(\text{NEP})$, was estimated as the quadratic sum of $\sigma(\text{NEPu})$, $\sigma(\text{NEPr})$ and $\sigma(\text{NEPgap})$. NEP uncertainty was reported at a 95 % confidence interval as $2\sigma(\text{NEP})$. Although this method is not an exhaustive description of random and systematic error associated with the EC method (for more details see Anthoni *et al.* (2004a), Goulden *et al.* (1996) and Moncrieff *et al.* (1996)), it allows estimation of NEP uncertainty in a systematic way, valid for all ecosystem type, and with the main sources of error caused by standard flux data treatments.

Carbon output through Exp and input through organic fertilization (OF) were analysed to evaluate management effects on carbon balance at the plot scale. Therefore, net biome production (NBP) was defined as:

$$\text{NBP} = \text{NEP} + \text{OF} + \text{Exp} \quad (7)$$

As in Hollinger *et al.* (2005), Exp was considered a rapid carbon release to the atmosphere; thus, it was positive. OF was considered a carbon input to the plot, and thus was negative. The standard deviation of OF, $\sigma(\text{OF})$, was calculated from analyses of the carbon content in organic fertiliser provided by the farmer. Assuming independence and normality of the different error sources, $\sigma(\text{NBP})$ was calculated as the quadratic sum of $\sigma(\text{NEP})$, $\sigma(\text{Exp})$ and $\sigma(\text{OF})$.

4.3.5. Net ecosystem exchange (NEE) response to light

Only filtered NEE data were used for the light response analysis to avoid artificial relations between PPFD and gapfilled NEE. Relations between daytime NEE (NEE_d) and aPPFD were determined at each crop maximum development ($\text{PAI}_{\text{max}} - 0.5 \leq \text{PAI} \leq \text{PAI}_{\text{max}}$ where PAI_{max} is the maximal value of PAI) to limit crop dynamics effects on these relations. A nonrectangular hyperbolic light response model (Gilmanov *et al.*, 2003) was fitted to each dataset:

$$\text{NEE}_d = \frac{1}{2\theta} \left(\alpha \cdot \text{aPPFD} + \beta - \sqrt{(\alpha \cdot \text{aPPFD} + \beta)^2 - 4\alpha\beta\theta \cdot \text{aPPFD}} \right) - \gamma \quad (8)$$

where α is the initial slope of the light response curve, β is NEE_d at light saturation, γ is the respiration term and θ is the curvature parameter ($0 < \theta \leq 1$). All fitted parameters and fitting statistics are reported in Table 3. Periods with high vapour pressure deficit (VPD), leading to a decrease in stomatal conductance and therefore to a decrease in NEE_d , were discarded from this analysis because this phenomenon was not accounted for in equation (8). VPD thresholds were estimated for each crop by the analysis of the distribution of NEE residuals (NEE_{res}), computed as the difference between observed NEE and modelled NEE by Equation (8). NEE_{res} were averaged for 1 hPa VPD bins. VPD threshold was defined as the lower VPD bin with NEE_{res} averages significantly higher than 0 (one-sample unpaired t-test, p value < 0.05), meaning a systematic overestimation of NEE_d by the model beyond this threshold.

NEE_{res} were also analysed against aPPFD, soil water content (SWC) and T_a (data not shown). For aPPFD and SWC, NEE_{res} were randomly distributed around 0 with no clear pattern. These results indicate a satisfying NEE_d representation by Equation (8) and show that no evident water stress was observed for any crop at maximum development. At high T_a , modelled NEE_d overestimations were observed; however, a strong correlation between VPD and T_a ($R^2 = 0.78$ on average for the 6 datasets) leads us to think that this observation is mostly due to VPD.

5. Results and discussion

5.1. Site meteorology

Annual climatic means from our two stations were compared to climatic normals (30 year average) recorded at the "Toulouse Blagnac" Meteo France station located 22 and 14 km from the Auradé and Lamasquère plots, respectively (Table 1). On an annual basis, no climatic anomalies were observed for both sites, with mean annual temperature and precipitation close to normals; except during the 2007 cropping season, where mean annual temperature was slightly warmer than normals, and less precipitation was observed at the Lamasquère site than normals. For the 3 cropping seasons, temperature, precipitation and wind speed were slightly lower at Lamasquère than at the Auradé plot, but trends were very similar (Figure 1). On a quarterly basis, except for large precipitations observed in spring 2007, seasonal precipitation dynamics were not well-marked. Precipitation was generally similar on both sites but with strong local differences caused by thunderstorm events (Figure 1 d). On a weekly basis, no major differences were observed for PPFD and T_a between the two sites. During the winter of 2006-2007, episodes with high elevated T_a were observed on both sites compared to the winter of 2005-2006. Main wind directions were similar at the two sites, but more scatter was observed at Lamasquère (Table 1). SWC in the first 30 cm of soil followed globally the same evolution for both sites except during 2006 summer because of irrigation at Lamasquère (Figure 1 c and d). Absolute values of SWC were higher at Lamasquère than at Auradé because of 1) a higher water retention capacity of the soil at Lamasquère due to higher clay content (Table 1) and 2) the proximity of the "Touch" river at Lamasquère. Therefore, this absolute difference did not necessarily induce a difference in soil water availability for plants.

5.2. Crop growth and production

For winter crops (rapeseed, triticale and winter wheat), growth started with germination in November and remained slow until March (Figure 2 and Figure 3). However, winter wheat growth in 2007 at Lamasquère started earlier than for the other winter crops due, almost certainly, to the high temperature episodes during winter 2006-2007 (Figure 1). The same phenomenon was observed by Aubinet *et al.* (2009) for 2007 winter wheat at the Loncée site in Belgium. Maximum growth was observed from late April to late May. PAI_{max} , (Table 2) and the maximum leaf biomass were reached between the end of April and the middle of May, followed by senescence.

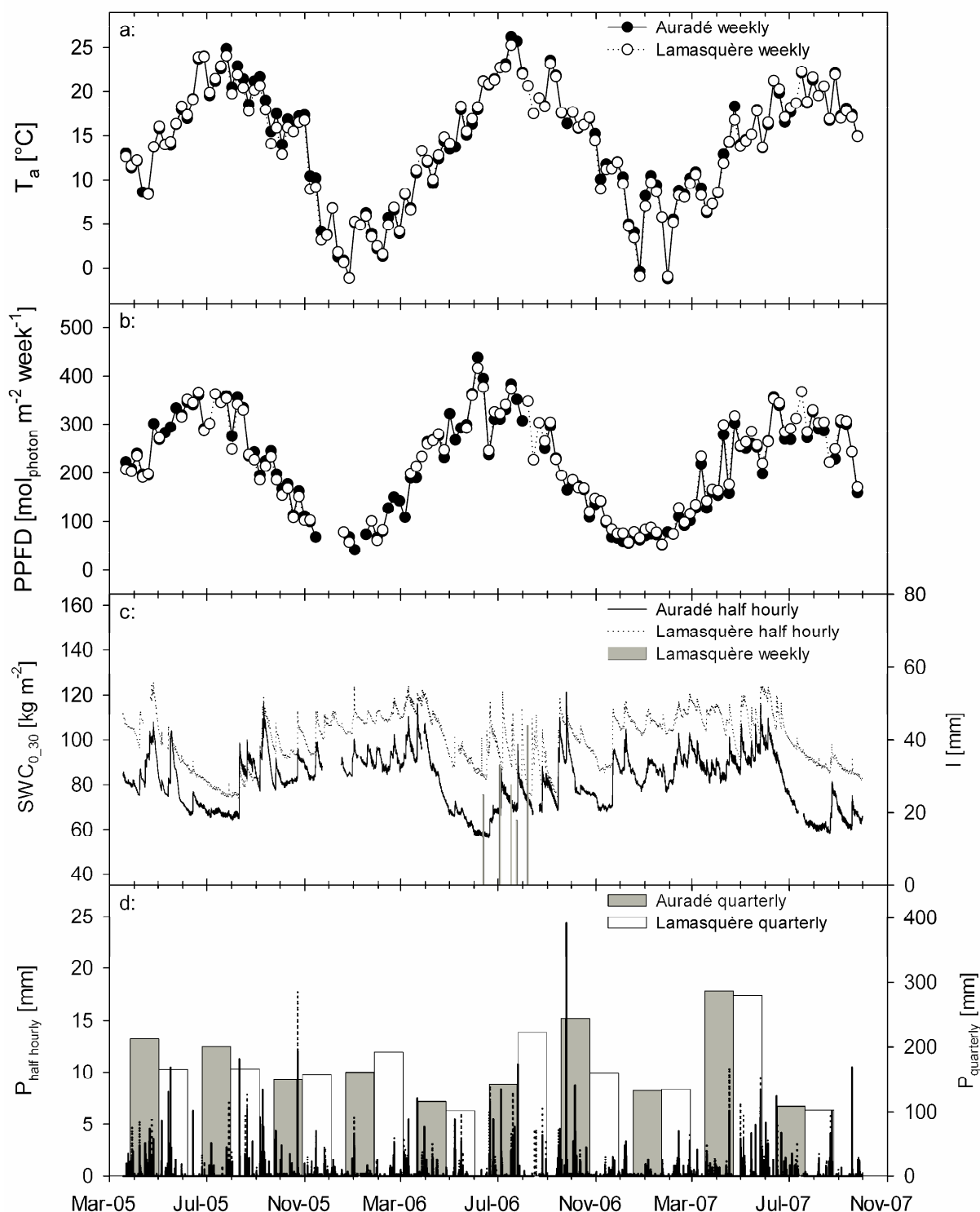


Figure 1: Evolution of meteorological variables from 18-Mar-2005 to 01-Oct-2007. (a) shows weekly averages of air temperature (T_a), and (b) represents weekly sums of photosynthetic photon flux density (PPFD) at Auradé (solid line and full circles) and Lamasquère (dotted line and open circles). (c) and (d) are the half hourly soil water content integrated between 0 and 0.3 m depth ($SWC_{0,30}$) and precipitation (P), respectively, for Auradé (full line) and Lamasquère (dotted line). Weekly sums of irrigation (I) for Lamasquère (vertical grey bar) and the quarterly sums of precipitation for Auradé (grey bar) and Lamasquère (white bar) are also reported on graphs (c) and (d), respectively.

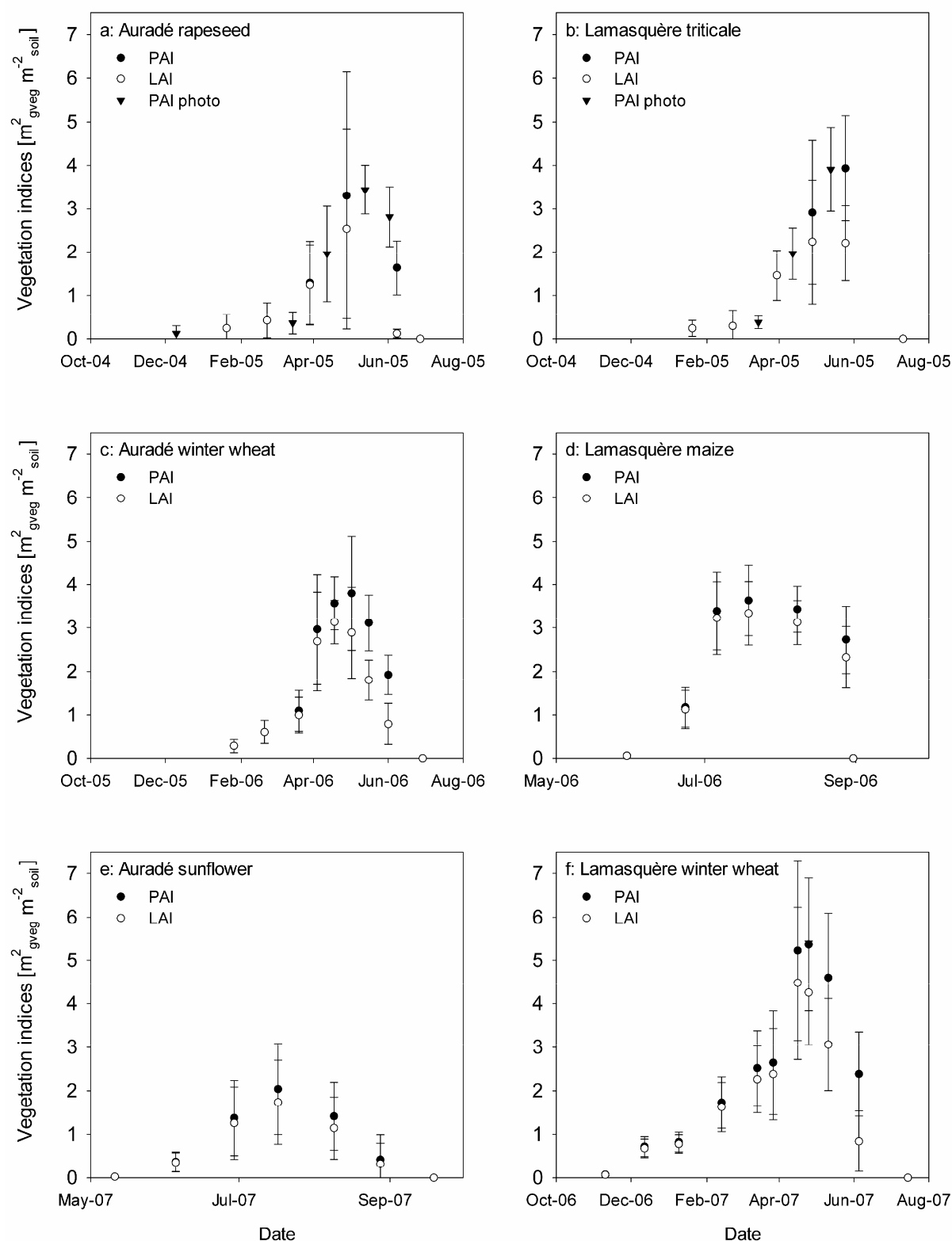


Figure 2: Evolution of vegetation indices: plant area index (PAI) and leaf area index (LAI) for 2005 (a, b), 2006 (c, d) and 2007 (e, f) crops. The units are green vegetation area per soil area. Vertical full lines (error bars) are \pm the standard deviation of each measurement mean. For (a) and (b), full triangles represent PAI measured by means of hemispherical photography (see section 4.2.3).

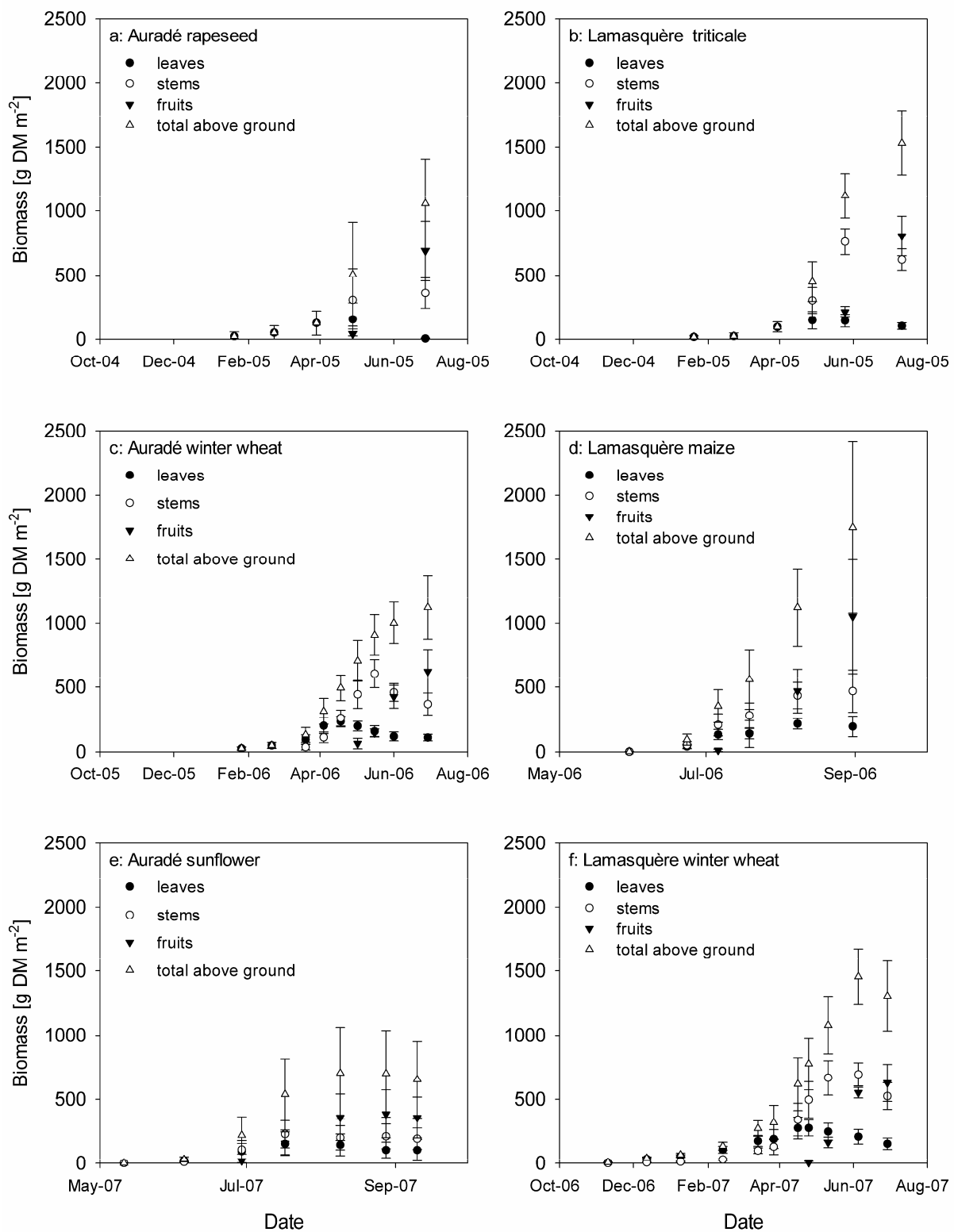


Figure 3: Evolution of biomass in the different plant organs for 2005 (a, b), 2006 (c, d) and 2007 (e, f) crops. Vertical full lines (error bars) are \pm the standard deviation of each measurement mean. Fruits correspond to siliqua plus flower biomass for rapeseed, ear biomass for winter wheat and triticale, ear plus flower biomass for maize and seed plus flower biomass for sunflower.

For rapeseed, total biomass corresponded to leaves until April but all leaves had fallen by early June, even if the stems were still photosynthetically active. During senescence, biomass was reallocated from leaves and stems to fruits (Figure 3). For summer crops (maize and sunflower), growth started in late May. Aboveground biomass increase was relatively constant until the beginning of August for sunflower and the beginning of September for maize. For both summer crops, PAI was at its maximum in the middle of July (Figure 2, Table 2). Maize was harvested early at the end of August, corresponding to the beginning of senescence, because it was used for silaging. For both winter and summer crops, PAI is a more relevant indicator of photosynthetic area than LAI because leaves are not the only photosynthetic organ. This was particularly true at the end of rapeseed development in early June 2005, with PAI values higher than $1.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ and GEP values lower than $-8 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ even though LAI values were close to $0 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$, as explained above (Figure 2 and Figure 4). AGB ranged from $324 \pm 157 \text{ g C m}^{-2}$ for Auradé sunflower in 2007 to $810 \pm 311 \text{ g C m}^{-2}$ for Lamasquère maize in 2006 (Table 2). On average, AGB were 36 % lower at Auradé than at Lamasquère, but Exp were 65 % lower at Auradé than at Lamasquère. This more important difference in Exp is linked to crop residues, which were 1.9 times higher at Auradé than at Lamasquère. This is because Lamasquère is a cattle breeding farm exporting most of the aboveground biomass for cattle bedding and feeding, whereas Auradé is a cereal production farm exporting only the seeds. Residues were particularly low for maize in 2006 at Lamasquère because all aboveground biomass was used for silaging.

Table 2: Values at the maximum of crop development of plant area index (PAI_{max}), daily ecosystem respiration ($\text{R}_{\text{E,max}}$) and gross ecosystem production (GEP_{max}). Carbon content in the aboveground biomass (AGB) just before harvest, and in residue biomass and exported biomass (Exp) just after harvest were also reported. Values after the symbol \pm are the standard deviations from the mean.

Sites	PAI_{max} $\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$	$\text{R}_{\text{E,max}}$ $[\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$	GEP_{max} $[\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$	AGB $[\text{g C m}^{-2}]$	Residues $[\text{g C m}^{-2}]$	Exp $[\text{g C m}^{-2}]$
Auradé						
rapeseed 2005	3.4 ± 0.6	8.0	-15.4	482 ± 158	269 ± 76	213 ± 61
winter wheat 2006	3.8 ± 1.3	7.0	-15.6	516 ± 115	237 ± 66	279 ± 42
sunflower 2007	2.0 ± 1	7.3	-13.7	324 ± 157	220 ± 67	104 ± 36
Lamasquère						
triticale 2005	3.9 ± 1.2	7.0	-17.1	663 ± 109	158 ± 41	505 ± 39
maize 2006	3.6 ± 0.8	11.0	-19.6	810 ± 311	4 ± 3	806 ± 57
winter wheat 2007	5.4 ± 1.5	11.5	-18.9	600 ± 125	213 ± 82	386 ± 47

5.3. Seasonal changes in carbon fluxes

Net carbon fluxes over crop ecosystems are influenced by different processes; some are natural (photosynthesis and respiration), and others are caused by human activities (organic fertilization, tillage...). Figure 4 presents the evolution of gross ecosystem production (GEP, *i.e.*, ecosystem carbon uptake by both crop and weed photosynthesis) and ecosystem respiration (R_{E} , *i.e.*,

autotrophic and heterotrophic respiration). In order to separate the impacts of temperature from the other possible R_E driving variables (phenology, growth, water, management etc.) the normalized ecosystem respiration at a reference temperature of 10°C (R_{10}) is also reported in Figure 4.

5.3.1. Gross ecosystem production (GEP)

The dynamics of GEP of the different crops were close to those of PAI (Figure 2 and Figure 4). For winter crops, GEP remained low like PAI until March, except for winter wheat in 2007 at Lamasquère. Indeed, winter wheat development occurred earlier in winter 2006-2007 because of the warm episodes described above. Therefore, absolute GEP values were high from December to March compared with winter wheat at Auradé in 2006. Overall, during crop development, absolute values of GEP increased to a maximum value (GEP_{max}) corresponding to PAI_{max} . Daily carbon fluxes at maximum crop development are reported in Table 2 for each crop. For winter crops, GEP_{max} ranged between $-15.4 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for rapeseed reached on 24-May-2005 at Auradé and $-18.9 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for winter wheat reached on 21-Apr-2007 at Lamasquère. These estimates agree with those reported over other winter wheat crops, $-17.4 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and $-16.4 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for the Ponca (USA) and Soroe (Denmark) sites, respectively (Falge *et al.*, 2002), about $-16 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ at the Gebesee (Germany) site (Anthoni *et al.*, 2004a) and $-15 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ at the Loncée (Belgium) site (Aubinet *et al.*, 2009). For maize, GEP_{max} was $-19.6 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Suyker *et al.* (2005) reported higher absolute GEP values of about $-27 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. However, GEP_{max} per leaf area unit were higher at our site than in Suyker *et al.* (2005), with respective values of $5.8 \text{ g C m}^{-2} \text{ leaves}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (maximum LAI = $3.4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) and $4.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ leaves}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (maximum LAI = $6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$). The low GEP_{max} observed at our site was probably not caused by physiological stress but by low LAI values. Moreover, the high GEP_{max} per leaf area unit observed at our site could be interpreted as higher light use by the photosynthetic tissues caused by lower shadow effects at lower LAI. The difference in LAI can be explained by differences in irrigation. At our site, the irrigation amount was two times lower than in Suyker *et al.* (2005) (precipitation + irrigation during vegetation period were respectively 413 mm and 749 mm). Verma *et al.* (2005) reported maximum LAI values of $3.9 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ over rainfed maize with precipitation of 433 mm during the vegetation period, which is comparable to our study. Differences in maize variety (grain production in Suyker *et al.* (2005) and silaging at our site) and associated management practices might also explain LAI differences. Sunflower had the lowest absolute GEP_{max} rate of $-13.7 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, probably because of the lower PAI of this crop ($PAI_{max} = 2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) compared to the others. Then crops entered into senescence, and the absolute values of GEP decreased until harvest. For maize, the interruption in carbon assimilation was sudden due to an early harvest just after the beginning of senescence. This event occurred so that the maize was used for silaging.

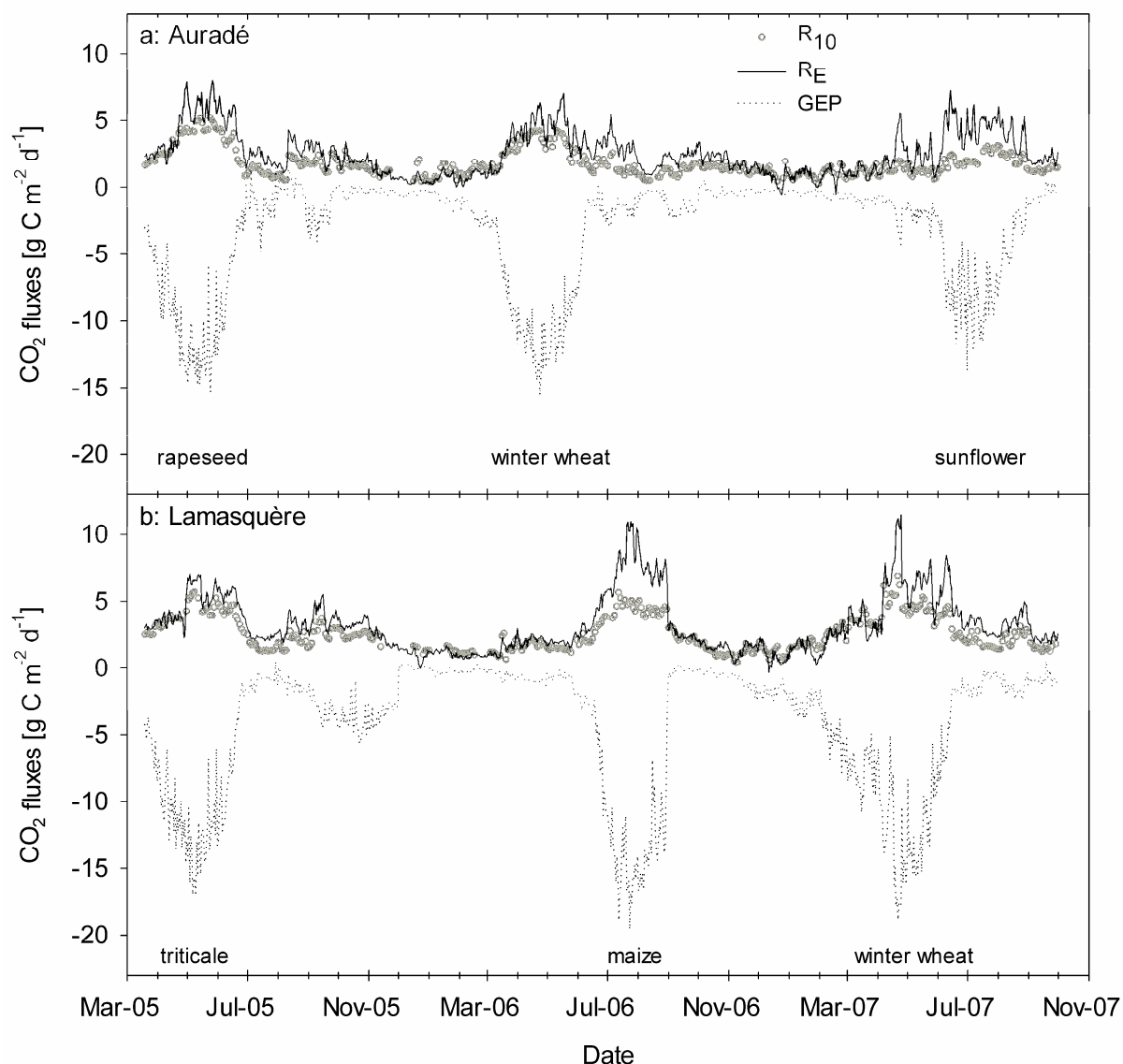


Figure 4: Evolution of carbon fluxes for (a) Auradé and (b) Lamasquère plots from 18-Mar-2005 to 01-Oct-2007. The solid line is the daily ecosystem respiration (R_E), the dotted line the daily gross ecosystem production (GEP) and the full grey circles the ecosystem respiration at a reference temperature of 10 °C (R_{10}). Gaps in R_{10} correspond to large gaps in filtered NEE or in T_a inducing failure in the fitting operation (see section 4.3.3). The different crops species are reported for each site under the curves. Atmospheric convention was used for this representation; fluxes from ecosystem to atmosphere are positives, and inversely, fluxes from atmosphere to ecosystem are negatives.

After harvest (see section 4.1 and Figure 5 for dates), absolute values of GEP often increased again due to the re-growth of seeds that fell during harvest and the growth of weeds under favourable meteorological conditions. A long re-growth period was observed at Lamasquère after the triticale harvest in 2005, with PAI values of about $0.7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ (estimated with hemispherical photography) and GEP values reaching $-5.65 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ on 22-Oct-2005. Two other re-growth events occurred at Auradé at the end of summer and in fall 2005 with absolute GEP values smaller than for the Lamasquère re-growth. Re-growth was more important after 2005 crops than after 2006 and 2007

crops because of important rainfall events and high temperatures in Fall 2005 (Figure 1). After maize and sunflower crops, the stubbles were ploughed into the soil, and winter wheat was seeded; therefore, no re-growth was observed. For the other crops, re-growth was stopped by the different tillage operations (see section 4.1 for dates). Low absolute GEP values during winter were caused by 1) low temperatures that reduced ecosystem activity for winter crops and 2) absence of vegetation during the winter and spring preceding the summer crop.

5.3.2. Ecosystem respiration (RE)

R_E and R_{10} seasonal dynamics were quite similar. This suggests that, at a seasonal scale, crop development is a more important driving variable for R_E than temperature. This hypothesis is confirmed by measurements at our sites showing that autotrophic respiration represents the largest proportion of R_E during vegetation periods (Sagnier and Le Dantec, personal communication). R_{10} and R_E evolution differed more for summer crops probably because of high summer temperature affecting R_E .

R_E globally followed the same dynamics as GEP and PAI during crop development. However, in spring 2005, R_E was delayed compared to GEP. A sudden R_E increase occurred in late April, whereas absolute GEP had already increased. Lags between GEP and R_E dynamics have already been observed by Falge *et al.* (2002) in temperate deciduous and boreal coniferous forests. Both phenological and climatic factors could explain this lag. Heading and flower emergence are known to induce an increase in crop respiration (Baldocchi, 1994), and the late R_E increase occurred at this phenological stage. However, as R_E delay was not visible for 2006 and 2007 winter crops, this reinforces the fact that phenology was not the only factor. Low temperatures until late April followed by a rapid temperature increase and 45 mm of rainfall between 20-Apr-2005 and 01-May-2005 (Figure 1) could have induced a sudden R_E increase. These two meteorological events can contribute to soil micro-organism activation and quickening of crop development. Maximum R_E values ($R_{E,max}$) for winter crops ranged between $7.0 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ on 17-May-2006 for winter wheat at Auradé and $11.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ on 24-Apr-2007 for winter wheat at Lamasquère. These observed values are higher than those reported in Falge *et al.* (2002) over two winter wheat plots ($3.1 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and $5.6 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), but agree with values of $8 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ reported by Aubinet *et al.* (2009) over a winter wheat crop. As GEP_{max} , $R_{E,max}$ estimated over maize in the present study was lower than the one ($13 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) reported by Suyker *et al.* (2005), because of the LAI difference explained above.

During intercropping periods, R_E was relatively low at both sites, but peaks occurred. As these peaks affected both R_E and R_{10} , they were not controlled by temperature. Generally rainfall events, ploughing, residue incorporation into the soil and re-growth could explain these peaks. For example, R_E and R_{10} increased in the beginning of August 2005 at Auradé, which occurred following incorporation of residues and plant re-growth into the soil by the cover crop on 04-Aug-2005 and a

55 mm rainfall event between 10-Aug-2005 and 11-Aug-2005. In the absence of vegetation on the plot at this time, this R_E increase could be explained by micro-organism activation caused by higher water and substrate availability for decomposition. Generally, high R_E rates in summer after harvest in 2005 for both sites and in 2006 at Auradé were mainly caused by re-growth and soil water availability (Figure 1 and Figure 4).

5.3.3. Net ecosystem exchange (NEE) and carbon storage dynamics

NEE dynamics allow the determination of GEP and R_E importance in the ecosystem carbon dynamics, whereas cumulated NEE allows the identification of carbon storage or release periods (Figure 5). A negative slope on the cumulated NEE curve means that the ecosystem behaves as a carbon sink ($GEP > R_E$), and a positive slope means that the ecosystem behaves as a carbon source ($GEP < R_E$). Overall, the dynamics were well-marked with alternating carbon sequestration and carbon release periods corresponding to crop growth and bare soil, respectively. For the three observed seasons, Lamasquère was a stronger carbon sink than Auradé without considering management effects (see section 5.5.2).

Development of crops (denoted C) appeared quite different for winter and summer crops. For winter wheat, NEE values were close to $0 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($GEP = R_E$) from the beginning of November until February at Auradé in 2006 and only until December at Lamasquère in 2007. Then, for all winter crops, NEE values became negative, and the ecosystem stored carbon until the beginning of June. Maximum absolute NEE values of -8.6, -9.7, -10.5 and -9.8 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ were observed at Auradé for rapeseed and winter wheat and at Lamasquère for triticale and winter wheat, respectively. Between May and June, GEP decreased because senescence began, although R_E remained high; therefore, carbon storage became less important with decreasing absolute NEE values. In June, senescence was observed with a fast change in the sign of NEE, which became positive because R_E values became higher than absolute GEP values. For summer crops (maize and sunflower), NEE values were positive until June, about one and a half months after sowing. The NEE became negative and maximum absolute NEE values of -7.8 and -10.2 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ were observed at Auradé for sunflower and at Lamasquère for maize, respectively. The ecosystem stored carbon from June to August for sunflower and from mid-June to harvest (denoted H) for maize. The reversal from a carbon sink to a carbon source was more progressive for sunflower than for winter crops because of a slower senescence. For maize, the inversion was sudden because it was harvested, whereas it was still green just after the beginning of senescence.

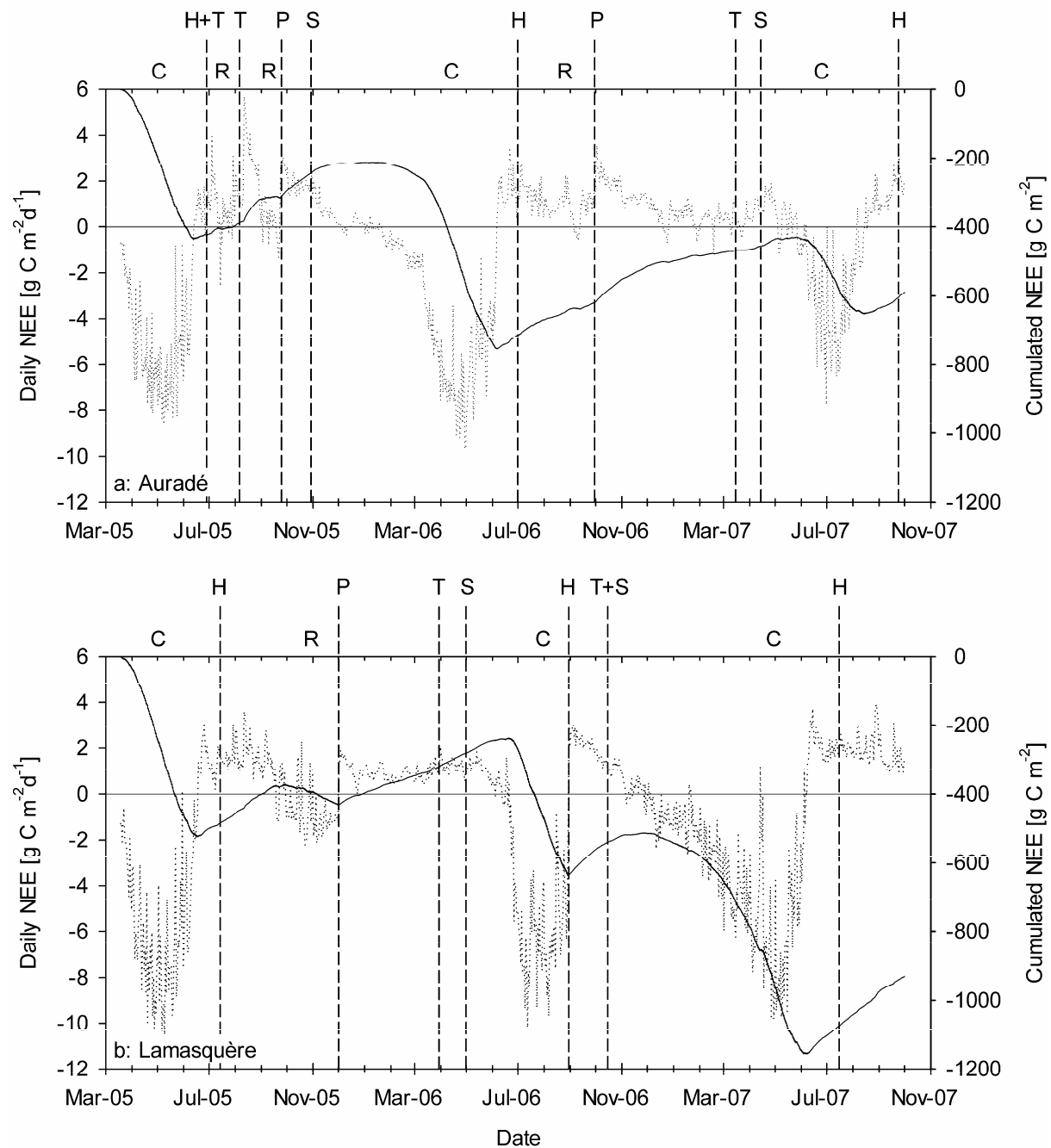


Figure 5: Daily net ecosystem exchange (NEE) evolution (left axis) and cumulated values of NEE (right axis) from 18-Mar-2005 to 01-Oct-2007 at the Auradé (a) and Lamasquère (b) plots. Crop development (denoted as C) and re-growth (denoted as R) periods were reported at the top of each subplot. Annotations corresponding to vertical dotted lines give information about punctual management operations affecting NEE: S is crop sowing, H is harvest and T and P are superficial tillage and deep ploughing, respectively.

Re-growth events (denoted R) after harvest had visible effects on NEE and cumulated NEE. NEE decreased progressively, and occasionally negative NEE values were observed at Auradé in 2005 and 2006. During the 2005 re-growth event, the slope of cumulated NEE was close to 0.

Photosynthesis balanced soil and vegetation respiration during periods when only carbon losses from soil respiration should have occurred. The re-growth effect was even more important at Lamasquère because the ecosystem switched from a source to a sink. Negative NEE values down to $-2 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ were observed during re-growth events in 2005, and it allowed a net carbon storage of -57 g C m^{-2} .

Tillage (denoted T for superficial tillage and P for deep ploughing) affected the cumulated NEE in two ways, as described in sections 3.3.1 and 3.3.2: 1) it stopped carbon assimilation from re-growth events, and 2) it could contribute to important soil respiration increases when associated with rainfall events and incorporation of plant residues as on 10-Aug-2005 at Auradé. Tillages before summer crops at Auradé and Lamasquère and the non-inverting tillage between maize and winter wheat at Lamasquère had no visible impact on NEE.

5.4. NEE response to light

Ecosystem net carbon fluxes of the different crops were compared in terms of response to light in order to evaluate the influence of climatic variables, species and sites on NEE as well as annual carbon balance.

5.4.1. Climatic control on NEE response to light

The VPD threshold above which NEE modelled by Equation (8) were overestimated (see section 4.3.5) was on average 27 % lower for winter crops than for summer crops (Table 3). This shows that summer crops are more adapted to air high VPD than winter crops; their higher stomatal conductance was underlined by their higher net carbon fixation rate at high VPD.

Except for rapeseed at Auradé in 2005, the datasets were split into two parts according to light quality. The first one corresponded to the ratio of diffuse PPFD to total PPFD (d/t) lower than 0.5 (clear sky conditions) and the other to d/t higher than 0.5 (cloudy conditions). It can be seen that for aPPFD above $400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, NEE_d values were higher for diffuse conditions (Figure 6). Such observations have already been reported for many ecosystems (Alton *et al.*, 2007; Gu *et al.*, 2002; Law *et al.*, 2002; Moureaux *et al.*, 2006; Suyker *et al.*, 2004). Considering all crops except rapeseed, the mean β and α were higher ($-51 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ and $-0.051 \text{ mol mol}^{-1}$, respectively) in diffuse light conditions than in direct light conditions ($-33 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ and $-0.028 \text{ mol mol}^{-1}$). Large differences in parameterisation between diffuse and direct conditions were also observed by Gu *et al.* (2002) on different ecosystems (Scots pine forest, aspen forest, tallgrass prairie, mixed forest and wheat crops). Higher values of β and α for diffuse light conditions were probably caused mainly by the limitation of shadow effects with a more homogeneous distribution of radiation among all leaves in plant canopies (Gu *et al.*, 2002). It induced better light use efficiency for NEE and limited saturation effects.

The determination coefficient (R^2) and the root mean square error (RMSE) were respectively 35 % higher and 37 % lower for cloudy conditions than for clear sky conditions. It was probably because aPPFD were usually higher for clear sky conditions, and this corresponds to the saturation part of the global light response curve. Therefore, aPPFD was probably not the most important driving variable influencing NEE_d during clear sky conditions (Baldochi, 1994); indeed, air and soil temperature and humidity, wind speed and measurement error are more important driving variables of NEE_d in clear sky conditions.

Table 3: Best fit parameters of Equation (8) (α is the initial slope of the light response curves, β is NEE_d at light saturation, γ is the respiration term and θ is the curvature parameter ($0 < \theta \leq 1$)) and associated statistics (R^2 is the determination coefficient, and RMSE the root mean square error) for each crop at maximum crop development ($PAI_{max} - 0.5 < PAI \leq PAI_{max}$) at the Auradé and Lamasquère plots. Equation (8) was fitted for clear sky conditions data ($d/t < 0.5$), cloudy conditions data ($d/t \geq 0.5$) and for all data (clear sky and cloudy conditions). Values in brackets correspond to VPD thresholds expressed in hPa. NEE and aPPFD data were selected below this threshold (see text).

Data	Parameters				Statistics		
	α [$\mu\text{mol CO}_2 \mu\text{mol}_{\text{photon}}^{-1}$]	β [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	γ [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	θ Dimensionless	R^2	RMSE [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	n
all data							
<u>Auradé</u>							
rapeseed 2005 (11)	-0.0670	-38.43	4.39	0.63	0.88	3.54	568
winter wheat 2006 (9)	-0.0410	-33.52	2.42	0.90	0.86	3.71	504
sunflower 2007 (14)	-0.0357	-19.12	3.26	0.94	0.82	3.00	473
<u>Lamasquère</u>							
triticale 2005 (15)	-0.0548	-52.77	4.46	0.00	0.79	4.66	307
maize 2006 (17)	-0.0501	-42.57	5.50	0.82	0.80	5.26	614
winter wheat 2007 (10)	-0.0885	-67.65	9.34	0.00	0.85	5.19	315
diffuse/total < 0.5							
<u>Auradé</u>							
winter wheat 2006	-0.0250	-29.89	0.72	0.99	0.81	3.22	200
sunflower 2007	-0.0420	-19.70	4.37	0.90	0.38	3.68	139
<u>Lamasquère</u>							
triticale 2005	-0.0239	-45.71	0.10	0.80	0.52	5.11	150
maize 2006	-0.0249	-31.60	0.83	1.00	0.61	5.49	277
winter wheat 2007	-0.0229	-36.97	-1.20	1.00	0.59	5.68	103
diffuse/total > 0.5							
<u>Auradé</u>							
winter wheat 2006	-0.0444	-37.86	2.71	0.90	0.92	3.03	304
sunflower 2007	-0.0398	-28.01	3.42	0.70	0.87	2.54	334
<u>Lamasquère</u>							
triticale 2005	-0.0510	-55.76	4.39	0.31	0.86	3.71	157
maize 2006	-0.0486	-51.55	5.34	0.87	0.90	3.93	337
winter wheat 2007	-0.0792	-87.02	8.85	0.00	0.92	3.78	212

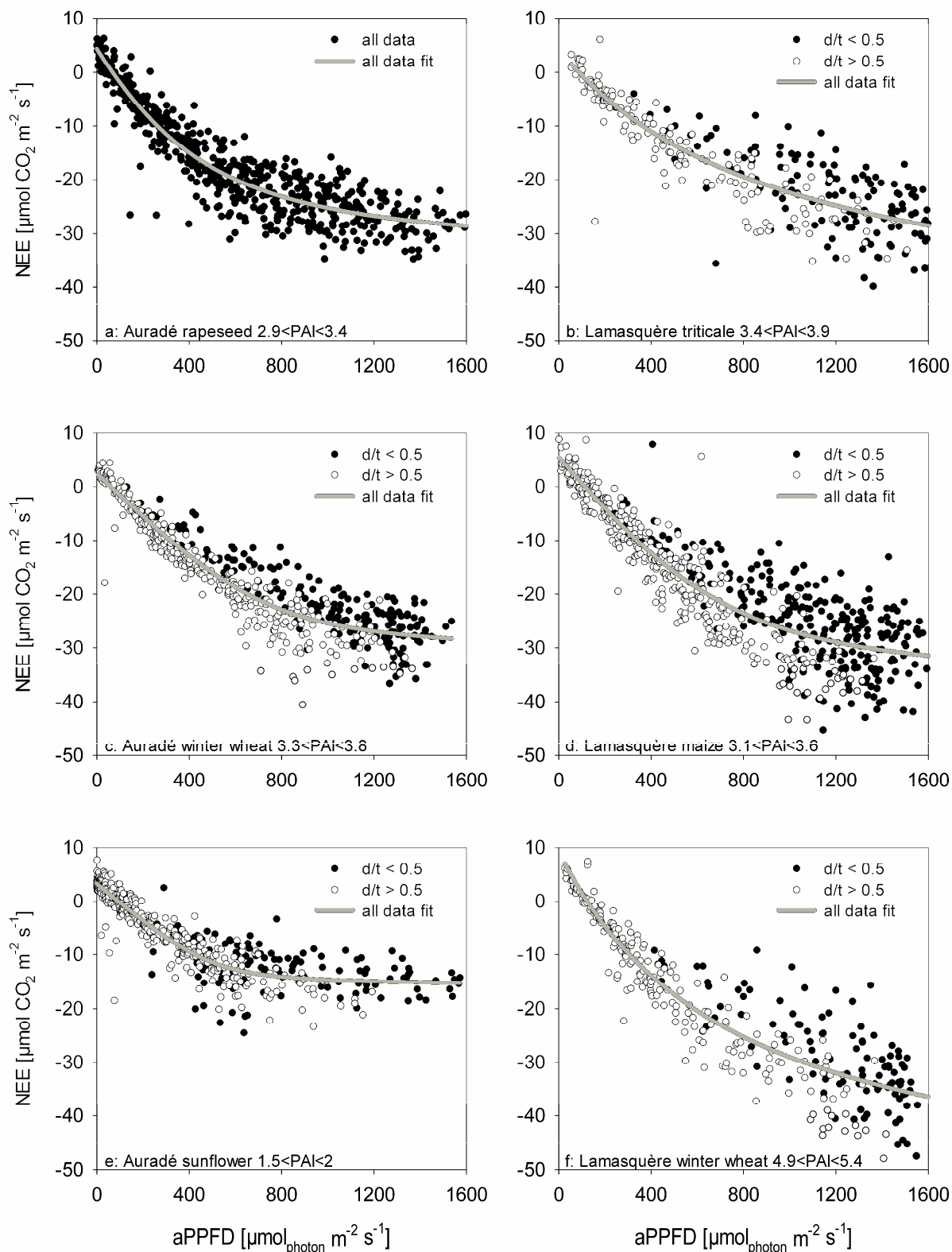


Figure 6: Light response curves at maximum crop development ($\text{PAI}_{\text{max}} - 0.5 < \text{PAI} \leq \text{PAI}_{\text{max}}$) below the VPD threshold (see text) for 2005 (a, b), 2006 (c, d) and 2007 (e, f) crops. Net ecosystem exchange (NEE) is shown as a function of photosynthetic photon flux density absorbed by vegetation (aPPFD). In (a), all data are represented with full circles. In (b), (c), (d), (e) and (f), full circles are data corresponding to a ratio of diffuse to total *PPFD* < 0.5 (clear sky conditions) and open circles to a ratio of diffuse to total *PPFD* ≥ 0.5 (cloudy conditions). On each plot, Equation (8) fitted over all the data (clear sky and cloudy conditions) is also represented with a grey solid line. Fitted parameters and statistics are reported in Table 3.

5.4.2. Species and site impact on NEE response to light

Comparison of crop behaviours and fitting parameters in both clear sky and cloudy conditions (Figure 6 and Table 3) shows that light saturation seems to be correlated to PAI_{max} values (Table 2). Indeed, low β , as observed for sunflower at Auradé in 2007, correspond to low PAI_{max} while high β , as observed for winter wheat at Lamasquère in 2007, correspond to high PAI_{max} . With similar aPPFD values in both cases, the lower the PAI is, the more light can easily penetrate deeply within the canopy, and the more light saturation can occur rapidly. Leaf orientation, which is planophile for sunflower (and almost erectophile for winter wheat), may also contribute to the earlier saturation of the crop at high solar incident angles due to more important shadows effects. This phenomenon also affected α , which was 60 % lower for sunflower than for Lamasquère 2007 winter wheat. For all other crops, PAI_{max} were similar ($3.4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2} < PAI_{max} < 3.9 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$). It is noteworthy that no marked differences in α and β were observed between C3 winter crops (rapeseed, winter wheat and triticale) and the C4 summer crop (maize). Indeed, Baldocchi (1994) observed lower α values for maize than for winter wheat crop, but it was caused by lower PPFD absorbed by the maize canopy on their sites. In our case, aPPFD values were similar for both C3 winter crops and maize. This can be explained by: 1) RE values being higher for maize than for C3 winter crops, resulting in a lower light use efficiency for maize at our site, as it was noted by Ruimy *et al.* (1995), 2) canopy architecture, as mentioned above, being more erectophile for winter wheat and triticale than for maize, 3) footprint mismatching between the flux measurements and PAI and aPPFD measurements and 4) limitations of NEE description quality by Equation (8). Other factors, such as soil type, fertilization supply and inter-annual climate variability, could contribute to observed differences in crop carbon assimilation efficiency between sites and species, but they are difficult to assess here.

5.5. Crop carbon balance

5.5.1. Annual net ecosystem production (NEP)

For winter crops, NEP ranged from $-286 \pm 23 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for rapeseed in 2005 at Auradé to $-369 \pm 33 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for winter wheat in 2007 at Lamasquère (Table 4). Despite its large annual GEP, maize NEP was only $-186 \pm 42 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. The ratio of annual GEP to annual R_E , denoted v , allows the determination of the respective contribution of crop carbon assimilation by photosynthesis and ecosystem respiration to NEP (Falge *et al.*, 2002). The mean value of v for winter crops was 1.34. For maize, v was 13 % lower than for winter crops ($v=1.17$). However, annual GEP were similar in both cases ($-1310 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ on average for winter crops and $-1286 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for maize). The difference in v was therefore explained by the large observed difference in annual R_E ($982 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ on average for winter crops and $1100 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for maize). Sunflower was a carbon source on an annual basis

with a NEP of $28 \pm 18 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ ($v=0.97$). This low value compared to maize is the result of a low annual GEP of $-803 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ and R_E of $831 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. We suggest that NEP differences observed among winter crops and among summer crops were mostly due to differences in crop carbon assimilation efficiency (see section 5.4) and to year to year climatic variations. However, these factors could not fully explain NEP differences between winter and summer crops. At our sites, summer crop NEP values were in absolute 76 % lower than winter crops. It is therefore important to consider the season length of carbon assimilation. For 2006 and 2007 crops, the season length of carbon assimilation was calculated as the number of days between sowing and harvest with negative daily NEE. It was not calculated for 2005 crops, because flux measurements started after the beginning of the season of carbon assimilation. The season length was 53 % shorter for summer crops (76 and 86 days for maize and sunflower, respectively) than for winter crops (156 and 189 days for winter wheat in 2006 at Auradé and 2007 at Lamasquère, respectively). The season length was particularly long for 2007 winter wheat at Lamasquère because of the warm 2007 winter. This emphasizes the fact that long bare soil periods can counteract the ecosystem carbon storage on an annual basis by carbon losses through heterotrophic respiration. Compared to NEP values found at other instrumented crop sites (Table 4), NEP values obtained at our site were on the same order of magnitude but with some noticeable differences. Absolute NEP values were 44 % and 35 % lower for winter wheat at the Ponca and Gebesee sites, respectively, (Anthoni *et al.*, 2004a; Falge *et al.*, 2001b) than for the mean NEP of our winter crops. It may be explained by differences in climate, which is more continental and with lower temperatures at these two sites compared to our oceanic climate and therefore conducive to lower ecosystem productivity. The low LAI and early harvest of maize resulted in a 59 % lower NEP in our study compared with values found in the literature (Baker & Griffis, 2005; Hollinger *et al.*, 2005; Verma *et al.*, 2005). Sunflower NEP was comparable with low carbon assimilation rates encountered for soybean (Baker & Griffis, 2005; Hollinger *et al.*, 2005; Verma *et al.*, 2005) and potato (Anthoni *et al.*, 2004b) with NEP close to neutral. The stronger sink of carbon was observed at the Loncée sugar beet crop in Belgium (Moureaux *et al.*, 2006) and the stronger source at the Jokioinen spring barley crop in Finland (Lohila *et al.*, 2004). For the Chinese site of Yucheng (Jun *et al.*, 2006), carbon storage seemed a bit low compared to all the other sites because two crops (winter wheat and maize) were cultivated in one year; therefore, bare soil periods were limited. However, this comparison between sites is relatively uncertain because of differences in dates concerning the beginning and the end of the period use for annual NEP calculation, which were sometimes not explicitly reported. It is therefore important to harmonize and specify it for future NEP inter-comparisons exercises.

NEP uncertainty ($2 \sigma(\text{NEP})$) estimated in the present study ranged between $\pm 18 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for sunflower at Auradé and $\pm 42 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for triticale and maize at Lamasquère. This estimation of NEP uncertainty is in the same range of values as those reported in the Baldocchi (2003) review over different sites. In that study, NEP uncertainty ranged from $\pm 30 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ at Harvard forest to

$\pm 68 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for a short bog with different estimations methods. Dragoni *et al.* (2007) calculated an uncertainty in NEP caused by measurements' random error with a Monte Carlo simulation approach that varied between ± 10 and $\pm 12 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. These results were very close to our uncertainty in NEP caused by measurements' random error that varied between ± 4 and $\pm 7 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ at our sites. Richardson & Hollinger (2007) used a similar approach than in the present study to estimate NEP uncertainty due to measurements random error and to long gaps in the data set. These authors found results very close to our global uncertainty estimate, ranging between ± 25 and $\pm 44 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ at different forest sites. Independent of the method used, NEP uncertainty estimates seem relatively stable across different sites.

Table 4: Annual net ecosystem production (NEP) at different crop sites and for different crop species.

Crop species	NEP [$\text{g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$]	Site / Year	Reference
Summer crops			
maize (mean value)	-576	Bondville 1997, 1999, 2001	(Hollinger <i>et al.</i> , 2005)
rainfed maize (mean value)	-454	Mead 2001, 2002	(Verma <i>et al.</i> , 2005)
irrigated maize (mean value)	-480	Mead 2001-2003	(Verma <i>et al.</i> , 2005)
maize (conventional and reduce tillage)	-290 to -300	Rosemount 2003	(Baker & Griffis, 2005)
maize	-186 ± 42	Lamasquère 2006	this study
potato	-49 to 29	Gebesee 2002	(Anthoni <i>et al.</i> , 2004b)
soybean (conventional and reduce tillage)	-50 to -85	Rosemount 2002	(Baker & Griffis, 2005)
soybean (mean value)	-33	Bondville 1998, 2000, 2002	(Hollinger <i>et al.</i> , 2005)
soybean (mean value)	18 to 48	Mead 2002	(Verma <i>et al.</i> , 2005)
spring barley	210	Jokioinen 2001	(Lohila <i>et al.</i> , 2004)
sugar beet	-610	Lonzée 2004	(Moureaux <i>et al.</i> , 2006)
sunflower	28 ± 18	Auradé 2007	this study
Winter crops			
rapeseed	-286 ± 23	Auradé 2005	this study
triticale	-335 ± 42	Lamasquère 2005	this study
winter wheat	-183	Ponca 1997	(Falge <i>et al.</i> , 2001b)
winter wheat	-185 to -245	Gebesee 2001	(Anthoni <i>et al.</i> , 2004a)
winter wheat	-324 ± 20	Auradé 2006	this study
winter wheat	-369 ± 33	Lamasquère 2007	this study
One year rotation			
winter wheat + maize	-197.6	Yucheng 2003	(Jun <i>et al.</i> , 2006)
winter wheat + maize	-317.9	Yucheng 2004	(Jun <i>et al.</i> , 2006)

Table 5 reports the impacts of methodology on NEP calculation. Differences in NEP were very limited and were always in the uncertainty range. However, NEP calculated with the conventional steady state test were systematically higher than those calculated with our modified steady state test. As it is explained in section 4.3.2, the conventional steady state test might failed when NEE is close to 0 for mathematical reasons. Therefore, when considering bare soil periods with a low respiration rate, NEE close to 0 were discarded and replaced by gapfilled data from higher positive NEE values. It resulted in a systematic overestimation of NEP. The effect of applying fixed periods of 90 days (Reichstein *et al.*, 2005) instead of CFP for the determination of u_{*c} threshold and

gapfilling procedures is not obvious. In most cases, using 90-day periods resulted in a slight underestimation of NEP. The most critical management event that modified roughly instantaneous carbon fluxes were harvest and tillage operations. Thus, the impact on NEP should therefore depend on how the CFP and 90-day periods mismatch. Impact of F_{cs} calculation from one point measurement of CO_2 concentration is only noticeable for 2007 NEP at Auradé and for 2006 and 2007 NEP at Lamasquère when CO_2 concentration profile was installed. In theory, as gaps in filtered NEE occurred mostly at night (53 % of gap on average for both sites) when F_{cs} is important, calculation of F_{cs} from one point should result in an underestimation of NEP. Mean diurnal variation of half hourly F_{cs} data was 2.6 times higher at Lamasquère than at Auradé (not shown). At Auradé F_{cs} was relatively low because of the slight slope at this site, which may induce horizontal advection during low turbulence conditions. Thus, a slight NEP underestimation was observed at Lamasquère in 2006 and 2007 but not at Auradé in 2007. Finally, the compensation phenomenon when applying the conventional steady state test, fixed 90-day periods and F_{cs} calculation from one point all together resulted in no systematic differences in NEP.

Table 5: Methodology impacts on net ecosystem production (NEP). NEP was calculated with the methodology describe in the present study (see section 4.3 for methodology details), with the application of a conventional steady state test with no absolute threshold (A), with fixed periods of 90 days that affect both u_s threshold detection and gapfilling (B), with a calculation of the storage term (F_{cs}) from one point of the CO_2 concentration measurement (C) and with the simultaneous application of A, B and C. Units are $g C m^{-2} y^{-1}$.

Site / Year	this study	A: fixed 90-day periods	B: conventional stationarity	C: F_{cs} from 1 point	A + B + C
Auradé					
2005	-286 ± 22	-295 ± 22	-277 ± 21	-286 ± 22	-287 ± 22
2006	-324 ± 20	-319 ± 19	-313 ± 19	-324 ± 20	-307 ± 19
2007	28 ± 18	24 ± 18	36 ± 19	31 ± 20	33 ± 19
Lamasquère					
2005	-335 ± 42	-352 ± 29	-331 ± 41	-335 ± 42	-342 ± 28
2006	-186 ± 42	-204 ± 34	-182 ± 36	-194 ± 37	-192 ± 30
2007	-369 ± 33	-389 ± 27	-362 ± 36	-375 ± 33	-381 ± 27

5.5.2. Management impacts on annual carbon balance

For the six crops, annual NBP ranged from a significant carbon sink of $-161 ± 66 g C m^{-2} y^{-1}$ for winter wheat at Lamasquère in 2007 to a strong carbon source of $372 ± 78 g C m^{-2} y^{-1}$ for maize at Lamasquère in 2006 (Figure 7). Marked differences in NBP were observed between the two crop sites, Auradé and Lamasquère. First, OF at Lamasquère was an important carbon input ranging from $-68 ± 31 g C m^{-2} y^{-1}$ to $-249 ± 49 g C m^{-2} y^{-1}$. As a consequence, carbon inputs (NEP + OF) were on average 58 % lower at Auradé than at Lamasquère, whereas NEP were only 35 % lower. However, Lamasquère carbon exportations were 2.8 times higher than Auradé Exp (Table 2). As a consequence,

for 2005 and 2006 crops, NBP were negative at Auradé and positive at Lamasquère. For sunflower in 2007 at Auradé, positive NEP resulted in a source of carbon of $132 \pm 37 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ considering Exp. The significant carbon sink for the winter wheat in 2007 at Lamasquère may be explained in two ways: 1) absolute NEP was the highest observed of the six crops, and 2) Exp was less important compared to 2005 and 2006 at Lamasquère (residues was more than 2 times higher in 2007 than the mean of 2005 and 2006). However, the ratio of -NEP to Exp was equal to 0.96 for winter wheat at Lamasquère in 2007, meaning that the plot was a carbon sink only because of OF. For 2005 and 2006 crops, the ratio of -NEP to Exp was 1.34 and 1.16 for rapeseed and winter wheat at Auradé, respectively, and 0.66 and 0.23 for triticale and maize at Lamasquère, respectively. This reveals the strong impact of biomass exportation on NBP for these 2 years.

In the USA, it has been shown that maize/soybean rotation had NBP close to neutrality: some studies found non significant low carbon sinks (Baker & Griffis, 2005; Dobermann *et al.*, 2006; Hollinger *et al.*, 2005, , 2006), and others non significant low carbon sources (Grant *et al.*, 2007; Verma *et al.*, 2005). These differences were mostly due to management practices (irrigation, tillage...). These results are comparable to those found at Auradé with a carbon balance for the 3 years close to neutrality. At Lamasquère, the mean NBP for the 3 years was about $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$; therefore, this site is a carbon source. Similar observations have been made in other agrosystems. Anthoni *et al.* (2004a) found that winter wheat crop was a significant carbon source with a NBP between 45 and $105 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Similar carbon sources were reported in north China by (Jun *et al.*, 2006) over 2 one-year winter wheat/maize rotations with NBP between 108 and $341 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. For a four years rotation of sugar beat/winter wheat/potato/winter wheat, Aubinet *et al.* (2009) observed a slighter mean NBP of $42 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. However, they concluded that the large climatic difference in 2007 led to an underestimation of NBP; therefore, they computed a NBP of $90 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ by substituting 2007 data with 2005 data. Grant *et al.* (2007) confirmed all these results for NBP by a modelling approach over 100 years, showing that carbon storage potential in agro-ecosystem soils is limited.

In the present study, larger uncertainties were observed for NBP than for NEP, and they were mostly due to important uncertainties in Exp and in OF. Therefore, we recommended that careful biomass sampling and regular OF analysis should be done to limit these uncertainties, even if these manipulations are very fastidious and time consuming.

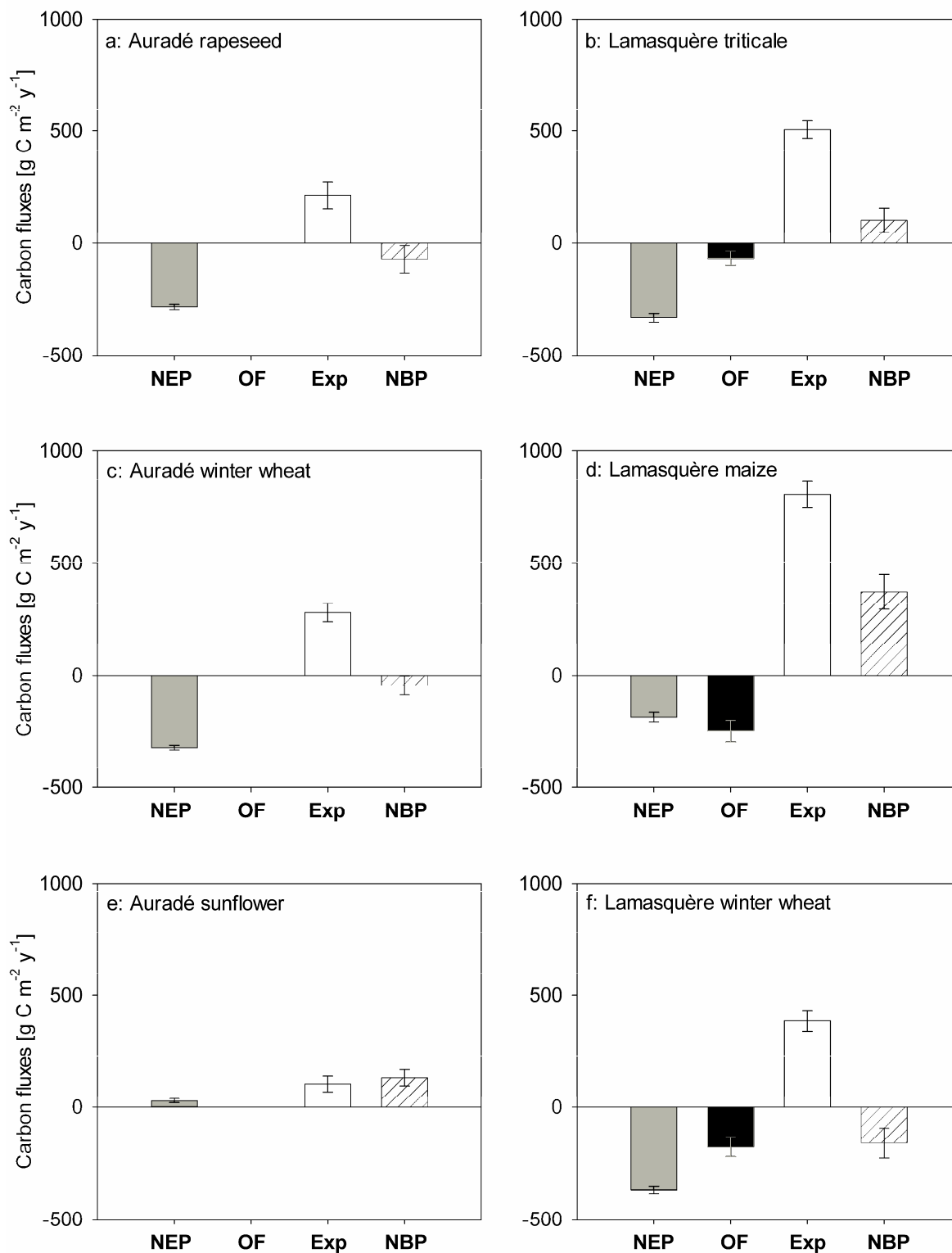


Figure 7: The annual carbon balance at the plot scale. (a), (c) and (e) are rapeseed, winter wheat and sunflower at Auradé, and (b), (d) and (f) are triticale, maize and winter wheat at Lamasquère. Grey bars represent net ecosystem production (NEP), black bars are organic fertilization (OF), white bars are carbon output of the plot by exported biomass (Exp) and hatched bars are net biome production (NBP), *i.e.*, the sum of NEP, OF and Exp. OF data given by the farmer, only carried out at Lamasquère (b, c and f). Vertical full lines (error bars) are \pm the standard deviation of each variables.

6. Summary and conclusions

Carbon fluxes and the carbon balance of a succession of three crops were analysed at two cropland sites in South West France using the EC method and biomass sampling. With special care concerning the method of flux computation and correction adapted for croplands, NEE was partitioned into GEP and R_E and integrated over the year to compute NEP and NBP. We observed that the carbon flux dynamics were strongly correlated to crop development at the two sites. Winter crops had an earlier and a longer vegetation period than summer crops. However, inter-annual climate variability affected these dynamics. For example, winter wheat at Lamasquère in 2007 had an elevated winter development caused by exceptionally warm conditions. Another factor that had a strong impact on carbon fluxes was management practices. We observed that re-growth events could limit the carbon release of the ecosystem by introducing negative NEE values during periods when respiration should be the only cause of carbon fluxes. Tillage limited carbon storage, avoiding re-growth, and, if associated with rainfalls, it increased R_E , by supplying substrate and enhancing micro-organism decomposition activity. Without these conditions, tillage effects on carbon fluxes were less obvious at our sites. NEE light response curves revealed differences in crops carbon assimilation. Both climatic (light intensity and quality, VPD, *etc.*) and plant species (PAI, plant architectures, physiology *etc.*) variables affected this response in different ways and therefore introduced differences in NEP and NBP. Moreover, these variables can be correlated to and affected by management practices like fertilization and by site specificities.

NEP ranged between $-369 \pm 33 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for winter wheat at Lamasquère in 2007 and $28 \pm 18 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for sunflower at Auradé in 2007. Higher absolute NEP values for winter crops than for summer crops were observed, due to the longer season length for carbon assimilation. Differences within winter or summer crops were thought to be due mostly to year to year climate variability and differences in crop species. At the annual scale, we showed that the methodology impact on NEP was less than our uncertainty estimations; however, using the conventional stationarity test without an absolute threshold could lead to a systematic overestimation of NEP. Finally, NBP were calculated for each crop by adding carbon inputs through organic fertilizers and carbon outputs through biomass exportation to NEP. For the three years, the Auradé NBP indicate a nearly carbon balanced ecosystem, whereas the Lamasquère NBP of about $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ indicates that the ecosystem was a carbon source. Moreover, carbon inputs through organic fertilizers could induce important CH_4 and N_2O emissions, which are stronger greenhouse gases than CO_2 . Therefore, a complete greenhouse gas budget at the plot scale should be investigated to fully evaluate these crop management impacts. We suggest that the differences in carbon balance between Auradé and Lamasquère are mostly due to differences in the type of farm: cereal production at Auradé and cattle breeding at Lamasquère.

Despite the fact that the carbon storage potential of croplands seems to be poor, long term monitoring experiments are very important to evaluate the carbon balance of different rotations cycles, with various climate and physical backgrounds. It will provide insights into which rotations, crop species and crop management techniques can mitigate carbon release to the atmosphere and improve carbon sequestration in the context of climate change and increasing earth population and food needs.

7. Acknowledgements

This work was made possible through the support of the French Ministry In Charge of Research ("Réseau Terre et Espace"), the Ministry In Charge of Environment (GICC programme), the Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), the Institut National des Sciences de l'Univers (INSU), the Centre National d'Etudes Spatiales (CNES), and the Région Midi-Pyrénées Council. We are very grateful to Mr Andréoni, farmer, and to Michel Gay, Jean-Paul Kummel and Benoît Cantaloube from the Ecole Supérieure d'Agriculture de Purpan for accommodating our measurement devices in their respective fields of Lamasquère and Auradé. Special thanks to our technical staff, Hervé Gibrin, Pascal Keravec and Bernard Marciel.

Article 2 : "Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites"

Ceschia, E.^{1*}, Béziat, P.¹, Dejoux, J.F.¹, Aubinet², M., Bernhofer, Ch.³, Bodson, B.⁴, Buchmann, N.⁵, Carrara, A.⁶, Cellier, P.⁷, Di Tomasi, P.⁸, Elbers, J.A.⁹, Eugster, W.⁵, Grünwald, T.³, Jacob, C.M.J.⁹, Jans, W.W.P.⁹, Jones, M.¹⁰, Kutsch, W.¹¹, Lanigan, G.¹², Magliulo, E.⁸, Marloie, O.¹³, Moors, E.J.⁹, Moureaux C.⁴, Olioso, A.¹³, Osborne, B.¹⁴, Sanz, M.J.⁶, Saunders, M.¹⁴, Smith, P.¹⁵, Soegaard, H.¹⁶, Wattenbach, M.¹⁵

¹ CESBIO, UMR 5126 - CNES-CNRS-UPS-IRD- 18 avenue Edouard Belin 31401 Toulouse cedex 9, France

² Unité de Physique des Biosystèmes, Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, BE-5030 Gembloux, Belgium

³ Technische Universität Dresden, Institute of Hydrology and Meteorology, Piennner Str. 23, D-01737 Tharandt, Germany

⁴ Unité de phytotechnie des régions tempérées, Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, BE-5030 Gembloux, Belgium

⁵ ETH Zurich, Institute of Plant Sciences, Universitaetsstrasse 2, CH-8092 Zurich, Switzerland

⁶ CEAM, Fundación de la Comunidad Valenciana Centro de Estudios Ambientales del Mediterraneo, C/ Charles R. Darwin, 14, 46980 Paterna, Spain

⁷ *INRA Research Unit "Environment and arable crops" F78850 Thiverval-Grignon, France*

⁸ *ISAFoM-Institute for Mediterranean Agricultural and Forest Systems, National Research Council, Via Patacca 85, 80056 Ercolano (NA), Italy*

⁹ *Alterra-WUR, PO Box 47, 6700 AA Wageningen, The Netherlands*

¹⁰ *Botany Department, Trinity College, University of Dublin, Dublin 2, Ireland*

¹¹ *Max-Planck-Institute for Biogeochemistry, Jena, Germany*

¹² *Johnstown Research Centre, Teagasc, Johnstown Castle, Co Wexford, Ireland*

¹³ *INRA, UMR 1114, Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes, Domaine Saint-Paul, Site Agroparc, F-84914 Avignon, France*

¹⁴ *University College Dublin, School of Biology & Environmental Science, Belfield, Dublin 4, Ireland*

¹⁵ *Institute of Biological & Environmental Sciences, School of Biological Sciences, University of Aberdeen, Cruickshank Building, St Machar Drive, Aberdeen, AB24 3UU, Scotland, UK*

¹⁶ *Institute of Geography and Geology, University of Copenhagen, Oster Voldgade 10 1350 Copenhagen K*

Soumis à Agriculture Ecosystem & Environment

* Corresponding author:

Mail: Centre d'Etudes Spatiale de la BIOSphère (CESBIO),

18 avenue Edouard Belin bpi 2801,

31401 Toulouse cedex 9, France

Email: eric.ceschia@cesbio.cnes.fr

Telephone: 0033 5 61 55 85 27

Fax: 0033 5 61 55 85 00

1. Résumé en Français

Le bilan de gaz à effet de serre (GHG pour Green House Gas en anglais) de 15 sites agricoles européens couvrant un large spectre climatique et correspondant à un total de 41 années-sites a été estimé. Ces sites ont été cultivés avec 14 espèces végétales représentatives des espèces cultivées (avec cependant une absence notable, celle du maïs cultivé pour le grain) en Europe et avec une importante variabilité de pratiques culturales (fertilisation minérale et/ou organique, labour superficiel ou profond, export des pailles, irrigation...).

Pour chacun des sites, les imports (fertilisation organique et semences) et les exports (récolte et brûlage) de carbone ainsi que la production nette de l'écosystème (NEP pour Net Ecosystem Production en anglais) mesurée par la méthode des fluctuations turbulentes ont été calculés. La variabilité de ces différents termes ainsi que leurs contributions relatives au bilan net de carbone de l'écosystème (NECB* pour Net Ecosystem Carbon Budget) ont été analysées et l'effet de la gestion sur NECB a été étudié. Pour chacun des sites, les émissions causées par les pratiques agricoles (EFOs pour Emissions from Farm Operations en anglais) ont ensuite été estimées et converties en équivalent carbone en utilisant des facteurs d'émissions de la littérature. Le bilan net de GHG a ensuite été calculé pour ces différents systèmes de cultures en additionnant NECB et EFOs. Les émissions de N₂O, provoquées par la décomposition des résidus et des engrais, ont été calculées avec la méthode préconisée par l'IPCC (2007) et celles de CH₄ ont été estimées à partir de la littérature pour la culture de riz seulement. Pour les autres cultures, les émissions/oxydations de CH₄ ont été supposées négligeables dans le bilan net de GHG. Finalement, la performance des cultures a été évaluée en relation avec leur contribution au potentiel de réchauffement global en divisant le carbone exporté des parcelles agricoles (production) par le bilan net de GHG.

En moyenne les valeurs de NEP étaient négatives ($-284 \pm 228 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$) et la plupart des cultures se comportaient comme des puits atmosphériques de carbone avec une intensité généralement proportionnelle au nombre de jours avec de la végétation active sur la parcelle. La valeur moyenne de NECB pour toutes les cultures était de $127 \pm 243 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, ce qui correspond à une perte annuelle d'environ $2.4 \pm 4.6 \%$ du contenue en carbone du sol, mais avec une grande incertitude. La gestion influençait fortement NECB et pour toutes les cultures, la fertilisation organique tendait à diminuer NECB (amélioration du bilan de carbone de la parcelle). En moyenne les émissions induites par les fertilisants (fabrication, conditionnement, transport, stockage et émissions de N₂O associées) représentaient 76 % des EFOs. Les machines (utilisation et entretien) ainsi que l'utilisation des pesticides représentaient 10 et 2.4 % des EFOs.

*Le terme NECB est généralement utilisé quand le bilan de carbone est calculé au pas de temps annuel, contrairement à NBP (Net Biome Production) qui est généralement utilisé quand le bilan de carbone est calculé à l'échelle d'une rotation complète. Cependant comme à l'heure actuelle il n'y a pas de consensus sur l'utilisation de ces termes, NBP a été utilisé au pas de temps annuel dans le premier article de ce chapitre et dans le chapitre 3

NEP (à travers l'assimilation de CO₂) représentait en moyenne 88 % du forçage radiatif négatif et les exports de carbone à la récolte représentaient 88 % du forçage radiatif positif du bilan total moyen de GHG (190 ± 257 g C-eq m⁻² an⁻¹). Finalement, les performances des agrosystèmes variaient beaucoup entre les différentes espèces cultivées et au sein d'une même culture en fonction du type de gestion. La culture la plus efficiente était le blé d'hiver avec une performance moyenne de 17.8 ± 71.3 g C exporté g⁻¹ C-eq émis. Cependant d'autres études seront nécessaires pour une meilleure estimation des effets de la gestion sur les performances des cultures tant la variabilité des principaux termes du bilan de GHG est grande et les causes de ces variabilités nombreuses (NEP, importations, exportations...). A l'heure actuelle, les données pour la plupart des espèces et des pratiques culturales sont insuffisantes pour utiliser ces valeurs d'efficacités comme facteurs généraux pour évaluer l'impact des productions agricoles sur le climat, mais dans le futur, cette approche pourrait être généralisée.

2. Abstract

Greenhouse gas balances of 15 European crop sites covering a large climatic gradient and corresponding to a total of 41 site-years were estimated. The sites included a wide range of management practices (organic and/or mineral fertilisation, tillage or ploughing, straw removal or not, irrigation or not...) and were cultivated with 14 representative crops species in Europe. At all sites, carbon inputs (organic fertilisation and seeds), carbon exports (harvest or fire) and net ecosystem production (NEP), measured with the eddy covariance technique, were calculated. The variability of the different terms and their relative contribution of to the net ecosystem carbon budget (NECB) were analysed for all site-years and the effect of management on NECB was assessed. We then estimated the emissions caused by farm operations (EFOs) for each site, using emission factors from the literature. EFOs were added to NECB to calculate the total GHG budget for a range of cropping systems and management regimes. N₂O emissions were calculated following the IPCC (2007) guidelines and CH₄ emissions were estimated from the literature for the rice crop site only. At the other sites, CH₄ emissions / oxidation was assumed to be negligible compared to other contributions to the net GHG budget. Finally, we evaluated crop performances in relation to global warming potential as the ratio of C exported from the field (yield) over the total GHG budget. On average, NEP was negative ($-284 \pm 228 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) and most crop behaved as atmospheric sinks with a sink strength generally increasing with the number of days of active vegetation. NECB was on average $127 \pm 243 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, corresponding to an annual loss of about $2.4 \pm 4.6 \%$ of the soil organic C content, but with high uncertainty. Management strongly influenced NECB, and for all crops, organic fertilisation tended to lower it. On average, emissions caused by fertilisers (fabrication, packaging, transport, storage and associated N₂O emissions) represented 76 % of EFOs. Machinery (use and maintenance) and use of pesticides represented 10 and 2.4% of EFOs. NEP (through uptake of CO₂) represented on average 88% of the negative radiative forcing and C export represented 88% of the positive radiative forcing of a mean total GHG budget of $190 \pm 257 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Finally crop performance differed a lot among crops and with management even for the same crop. The most efficient crop was winter wheat with a mean crop performance (CP) of $17.8 \pm 71.3 \text{ g C exported g}^{-1} \text{ C-eq emitted}$. But more studies are needed to assess the effect of management on crop performance.

Keywords: Cop, Eddy covariance, Carbon budget, Greenhouse gases budget, Management, Farm operations

3. Introduction

The impacts of agriculture on global climate change through green house gas (GHG) emissions, and changes in land cover have been summarized in the recent analyses of Desjardins *et al.* (2007) and Raddatz (2007). Agriculture contributes to the emission of GHGs through disturbances soil and vegetation carbon pools (e.g. ploughing/tillage, management of crop residues) and the biospheric fluxes of other GHGs, but also through farm operations. (e.g. emissions of fossil fuels from energy sources needed for tillage practices, or in the application of organic matter and chemicals). Among the biospheric fluxes, net CO₂ ecosystem production (NEP), can be measured at the plot or field scale using the eddy covariance (EC) method but additional measurements are needed to estimate net biome productivity (NBP) or the net ecosystem carbon budget (NECB) of croplands (Smith *et al.*, 2009). The net ecosystem carbon budget (NECB) is a term that has been applied to the total rate of organic carbon accumulation (or loss) from ecosystems (Chapin *et al.*, 2006). When integrated over time and space NECB equals NBP (Buchmann & Schulze, 1999; Chapin *et al.*, 2006; Schulze & Heimann, 1998).

Up to now most studies assessing NEP, NECB or NBP focussed on forests or grasslands but only a few have dealt with croplands, in part due to the difficulties and uncertainties associated with estimating the cropland carbon budget (Osborne *et al.*, 2009). Among those examined, maize-soybean rotations in North America have received the most attention (Baker & Griffis, 2005; Bernacchi *et al.*, 2005; Hollinger *et al.*, 2005; Pattey *et al.*, 2002; Suyker *et al.*, 2005; Suyker *et al.*, 2004; Verma *et al.*, 2005). Although rice (Saito *et al.*, 2005), sugar beet (Moureaux *et al.*, 2006), winter wheat and triticale (Ammann *et al.*, 1996; Anthoni *et al.*, 2004a; Baldocchi, 1994; Béziat *et al.*, 2009; Moureaux *et al.*, 2008), and sunflower, rapeseed or maize for silage (Béziat *et al.*, 2009) have also been investigated, these studies do not provide a comprehensive assessment that accounts for the impact of regional differences in crops and cropping systems or management practices. In a modelling study at European scale by Janssens *et al.* (2003) NECB for croplands was estimated to be $90 \pm 50 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. However, they contradict more recent studies based on modelling and carbon inventories suggesting that European cropland soils are close to equilibrium, being either small sources (Bondeau *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2005a) or a small sinks (Ciais *et al.*, 2005; Gervois *et al.*, 2008).

To deepen our present understanding of cropland GHG fluxes, the CarboEurope-IP project (2004–2008) has provided a unique opportunity to extend studies on NEP to assessing NECB and NBP and their variations with climate and management for representative croplands in Europe (Eugster *et al.*, 2009; Kutsch *et al.*, 2009; Lanigan *et al.*, 2009; Moors *et al.*, 2009; Osborne *et al.*, 2009). Other GHGs were measured at some sites but rarely in a continuous or systematic way.

Other experimental studies and analyses have addressed C and GHG emissions associated with farm operations (ADEME, 2007; Eugster *et al.*, 2009; Gaillard *et al.*, 1997; Hillier *et al.*, 2009;

Koga *et al.*, 2003; Lal, 1997, , 2004; St Clair *et al.*, 2008). Such studies can be used to recommend management practices that limit carbon loss-based operations and products including associated off-farm or external inputs (IPCC, 2006; Marland *et al.*, 2003; Pimentel, 1992). Considering the contribution of farm operations, together with assessments of GHG emissions and sinks (CO₂, CH₄ and N₂O), it is possible to estimate the net radiative forcing for croplands. This can be done using the concept of a global warming potential (GWP) (Houghton *et al.*, 2001).

Only a few studies have presented combined measurements of the biospheric fluxes and emissions of GHGs caused by farm operations. Byrne *et al.* (2007) estimated C sequestration and the net greenhouse gas budget of a grassland in Ireland using eddy covariance data combined with a farm scale carbon budget. Allard *et al.* (2007) and Soussana *et al.* (2007) also estimated the effect of management on NBP and the GHG budgets for grassland. To our knowledge no comparable studies have been published for croplands.

In this paper we, 1) analyse the variability of Net Ecosystem Production (NEP) measured with the eddy covariance technique, as well as carbon inputs (mainly through organic fertilisation) and carbon exports (during harvest) and examine their relative contribution to the NECB for croplands at European crop sites, 2) evaluate the effect of management on NECB, 3) estimate the emissions caused by farm operations reported at plot scale, 4) combine NECB and emissions caused by farm operations to estimate the total GHG budget for a range of cropping systems and evaluate the effects of management and finally 5) evaluate crop performance in relation to the total net greenhouse gas budget as the ratio of C exported from the field (yield) over the total GHG budget. For points 1, 2, 4 and 5 data from 15 European cropland sites were available (41 site-years), and for point 3 data from 17 sites (51 site-years) could be used.

4. Material and Methods

In this section we will describe the different methods used to assess the main biospheric and non-biospheric fluxes (emissions and sinks), contributing to the GHG budget at the plot scale. GWP figures for N₂O, CH₄ and CO₂ are 296, 23 and 1, respectively (relative to an equivalent mass of CO₂) assuming a 100 year time horizon (IPCC, 2006). The crop species studied here cover more than 59% of the arable lands (EUROSTAT, 2008) from 8 of the 9 countries represented by this study (no data available for Switzerland in the EUROSTAT database) and more than 73% of the cropping areas of the EU 27 (FAOSTAT, 2009).

4.1. Sites and biospheric fluxes

We used CarboEurope-IP level 4 net ecosystem exchange (NEE) data and management information from different cropland sites this provided flux measurements for at least one year during the 2004–2007 project period (Table 1). Level 4 data are the result of high frequency eddy covariance information that has been processed to obtain NEE fluxes at 30 minute intervals following CarboEurope-IP recommendations (in terms of rotation, spectral and air density corrections...see Aubinet *et al.* (2000)). NEE data were then quality checked, filtered and gapfilled following the methodology described in Reichstein *et al.* (2005). NEE Level 4 data were then integrated over one year (365 days) to obtain annual NEP.

The starting (and ending) dates of the one year periods varied with crops and sites according to Table 1. The year start was defined either as a time between harvest of the previous crop and ploughing/tillage for the following crop or, as a time between harvest of the previous crop and sowing when there was no soil preparation before sowing. At some sites, the periods used to calculate yearly NEP overlapped by a few days with the period used to calculate NEP for the following year because there was less than one full year between two ploughing events (Table 1). Conversely, some gaps existed between the periods used to calculate NEP for two successive crops due to missing flux data during this interval. In a few cases (Avignon 2005-2006, and Oensingen 2004-2005) we tested different starting dates for the same crop to assess the effect of either including or omitting voluntary re-growth events (+ weeds) or intercropping (cover cropping) on the carbon budgets.

In order to assess the influence of the length of the growing season on NEP, the number of days of active vegetation (NDAV), defined as the number of days when daily gross primary production (GPP) was above zero (a 1 g C m⁻² d⁻¹ threshold was used), were calculated based on Level 4 data from the CarboEurope database.

Methane fluxes were not measured at these sites and could not be included in the C budget calculations. Methane emissions or oxidation at upland sites is considered negligible compared to the other source and sink terms in the total cropland GHG budget. However, since methane fluxes are expected to significantly affect the GHG budget at the El Saler Sueca site (intermittently flooded paddy rice) they were estimated using data from the literature (IPCC, 2006; Pathak *et al.*, 2005; Zou *et al.*, 2009). We estimated those fluxes to represent 20 g CH₄ m⁻² yr⁻¹ (within the range 10-40 g CH₄ m⁻² yr⁻¹), corresponding to an emission of 125 g C-eq m⁻² yr⁻¹ (within the range 63-250 g C-eq m⁻² yr⁻¹) at the El Saler Sueca site.

Table 1: Main characteristics of the sites, management practices, date of the starting period for calculation of NEP

Site Name - Country	Years	Latitude, Longitude	Crop history	Crop	Soil preparation	Fertilisation	Irrigation (mm)	NEP starting date
Auradé FR	2004-2005	43°54'97" N, 0°10'61" E	Cultivated, mineral fertilizer > 30 years	rapeseed	direct	mineral	0	
	2005-2006			winter wheat	multiple	mineral	0	01/10/2005
	2006-2007			sunflower	ploughing	mineral	0	21/09/2006
Avignon FR	2003-2004	43°55'00" N, 4°52'47" E	Cultivated, mineral fertilizer > 20 years. Main crops were durum wheat, maize and sunflower	winter wheat	multiple	mineral	0	01/01/2004
	2004-2005			peas	multiple	mineral	60	01/09/2004
	2005-2006			winter wheat	multiple	mineral	20	01/09/2005
	2006-2007			sorghum	multiple	mineral	80	06/11/2006
Cioffi IT	2004-2005	40°31'26" N, 14°57'27" E	Cultivated, organic manure > 40 years on a former swamp	rye- grass-maize	multiple	mineral + organic	330	01/09/2004
	2005-2006			fennel-maize	multiple	mineral	300	25/08/2005
	2006-2007			fennel-maize	multiple	mineral	416	25/08/2006
Carlow IR	2004-2005	52°51'29" N, 6°55'1" O		spring barley	ploughing	mineral	0	01/03/2004
	2005-2006			spring barley	ploughing	mineral	0	01/12/2004
	2006-2007			spring barley	ploughing	mineral	0	01/02/2006
Dijkgraaf NL	2006-2007	51°59'31" N, 5°38'45" E	Cultivated, organic manure > 10 years. Maize and grassland	maize	ploughing	organic	0	01/10/2006
Gebesee GE	2003-2004	51°06'00" N, 10°54'51" E	Cultivated > 40 years. Organic manure till the 80's	rapeseed	tillage	mineral	0	05/08/2003
	2004-2005			winter barley	tillage	mineral	0	05/08/2004
	2005-2006			sugar beet	deep tillage	mineral	0	28/10/2005
	2006-2007			winter wheat	tillage	mineral + organic	0	28/10/2006
Grignon FR	2004-2005	48°50'38" N, 1°57'03" E	Cultivated, organic and mineral fertilizer > 50 years. Present crop rotation since 1999	mustard-maize	multiple	mineral + organic	0	
	2005-2006			winter wheat	tillage	mineral	0	01/10/2005
	2006-2007			winter barley	tillage	mineral + organic	0	20/07/2006
Klingenberg GE	2003-2004	50°53'34" N, 13°31'21" E	Cultivated, organic and mineral fertilizer since 1975. Partially grassland before 1975	winter barley	tillage	mineral	0	
	2004-2005			rapeseed	tillage	mineral + organic	0	21/08/2004
	2005-2006			winter wheat	tillage	Mineral	0	23/09/2005
	2006-2007			maize	tillage	mineral + organic	0	20/10/2006
	2007-2008			spring barley	tillage	Mineral	0	03/10/2007
Lamasquère FR	2004-2005	43°49'65" N, 1°23'79" E	Cultivated, organic manure > 30 years	triticale	tillage	mineral + organic	0	
	2005-2006			maize	ploughing	mineral + organic	147.8	01/09/2005
	2006-2007			winter wheat	ploughing	mineral + organic	0	15/09/2006
Langerak NL	2005-2006	51°57'13" N, 4°54'10" E	Cultivated, organic and mineral fertilizer. Maize and grassland production	maize	ploughing	Organic	0	01/02/2005
Lonzée BE	2003-2004	50°33'08" N, 4°44'42" E	Cultivated, mineral fertiliser > 70 years. The same 4-year rotation for 10 years	sugar beet	multiple	mineral + organic	0	
	2004-2005			winter wheat	tillage	Mineral	0	01/10/2004
	2005-2006			seed potatoe	multiple	Mineral	0	16/09/2005
	2006-2007			winter wheat	tillage	Mineral	0	16/09/2006

Chapitre 2. Article 2 : "Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites"

Site Name - Country	Years	Latitude, Longitude	Crop history	Crop	Soil preparation	Fertilisation	Irrigation (mm)	NEP starting date
Lutjewad NL	2005-2006	53°23'56" N, 6°21'22" E	Not cultivated (fallow) before 2005	winter wheat	ploughing	Mineral	0	15/10/2005
	2006-2007			winter wheat	ploughing	Mineral	0	15/10/2006
Molenweg NL	2004-2005	51°39'00" N, 4°38'21" E	Cultivated, organic and mineral fertilizer > 30 years. Agricultural crops and vegetables	potatoe	direct	mineral + organic	0	
Oensingen CH	2003-2004	47°17'11" N, 7°44'01" E	Cultivated according to Swiss Integrated Pest Management system with 4 year-crop rotation cycle since 1994, 3-years grassland interspersed	winter wheat	ploughing	Mineral	0	20/09/2003
	2004-2005			winter barley - intercrops	ploughing	Mineral	0	09/11/2004
	2005-2006			potatoe	multiple	mineral + organic	0	09/11/2005
	2006-2007			winter wheat	ploughing	Mineral	0	18/10/2006
Risbyholm DK	2003-2004	55°31'49" N, 12°05'50" E	Cultivated, mineral fertilizer > 20 years for grain production on a former drained bog	winter wheat	ploughing	Mineral	0	02/01/2004
	2004-2005			winter wheat	ploughing	Mineral	0	15/10/2004
	2005-2006			winter wheat	ploughing	Mineral	0	11/09/2005
	2006-2007			winter wheat	ploughing	Mineral	0	11/09/2006
	2007-2008			rapeseed	ploughing	Mineral	0	01/09/2007
El Saler Sueca ES	2004-2005	39°16'32" N, 0°18'55" E	Paddy rice crop >100 years	rice	multiple	Mineral	600	03/05/2004
	2005-2006			rice	multiple	Mineral	600	01/10/2004
	2006-2007			rice	multiple	Mineral	600	01/10/2005
	2007-2008			rice	multiple	Mineral	600	01/10/2006
Vredepeel NL	2005-2006	51°31'54" N, 5°50'39" E	Cultivated, organic and mineral fertilizer > 30 years. Agricultural crops and vegetables	sugar beet	ploughing	mineral + organic	0	10/04/2006

4.2. Net Ecosystem Carbon budget calculations

Non-CO₂ carbon losses corresponding to harvest (Exp) or fires (F) and C gains corresponding to organic fertilisation or addition of C as lime (OF) or seeds/mother tubers (S) were accounted for, as well as NEP, to obtain the net ecosystem carbon budget. NECB was considered as the total rate of organic carbon accumulation or loss from ecosystems (Smith *et al.*, 2009). Carbon losses by erosion, as volatile organic compounds, dissolved or particulate organic and inorganic carbon leaching and microbially-produced methane (CH₄) were neglected (except for El Saler Sueca, see above). Also C gains by deposition of organic dust particles, pollen and by deposition of dissolved carbon in rain and fog had to be neglected due to lack of data (see Eugster *et al.* (2008) for uncertainties introduced by those approximations). NECB was therefore defined as:

$$NECB = NEP + Exp + F + OF + S \quad (1)$$

We use the micrometeorological convention, by which NEP is negative when the ecosystem is fixing carbon and positive when it is losing carbon. Analyses of plant carbon and nitrogen content and, for some sites, analyses of exported biomass and carbon and nitrogen in residues were performed just before and after harvest, respectively. Carbon exported (Exp) from the plot during harvest was either calculated by subtracting the carbon content in crop residues from the carbon content in above ground biomass, or was obtained directly by multiplying the biomass exported by its carbon concentration. As in Hollinger *et al.* (2005), Exp was considered a positive term, as a rapid carbon release to the

atmosphere. Prescribed fire events occurred only in 2004 and 2005 at the El Saler Sueca site where rice was cultivated. Carbon lost during fire events (F) was estimated assuming that after the fire all the carbon contained by the residues left on the ground that had burned (Approximately 40% of total residues) was lost, although this is clearly a simplification (Osborne *et al.*, 2009). The proportion of burned residues was estimated visually. OF was calculated from analyses of the carbon content in organic fertiliser (or lime) provided by the farmers. Since OF was a carbon input to the plot, it was negative. Finally, S was small and sometimes neglected but in some cases, like potato crops, it was calculated after analyses of the seed/mother tuber carbon content. Carbon lost in soil adhering to root/tuber crops was ignored, although this could be significant (Osborne *et al.*, 2009).

4.3. Emissions from farm operations

Each site PI was in charge of interviewing the farmers and collecting information on farm operations at their site that could affect the C or net GHG budget. Farm operations were then sorted according to Gifford (1984) into primary, secondary and tertiary sources of C or GHGs. Primary sources of C emissions were either due to mobile operations (e.g., tillage, sowing, harvesting and transport) or stationary operations like pumping water for irrigation. Secondary sources of GHGs converted to equivalent C emissions comprise manufacturing, packaging and storing of fertilizers (mineral as well as organic), and pesticides and N₂O emissions caused by fertilisers and residues on the field. Tertiary sources of C emission included fabrication of equipment and their maintenance (e.g. tractors and farm machinery). We did not include emissions associated with farm buildings and local roads that only serve the purpose to drive farm equipment from the farm to the cropland site.

4.3.1. Primary sources

Direct emissions associated with tractors and farm machinery (mobile operations) are due to the fuel burned in internal combustion engines. We considered the carbon emission coefficient for burned fuel to be 0.814 kg equivalent carbon (EC) l⁻¹. Emission factors (EF) were obtained for each operation after interviews with the farmers (Table 2) and the same EF values were applied to all European sites. This assumes that the same machines and tools were used on all sites and that each type of operation lasted the same time whatever soil type, soil conditions, etc... Emission factors were, however, consistent with those reported in Lal (2004). Emissions caused by irrigation were estimated using EFs of 0.516 and 0.029 kg C-eq ha⁻¹ yr⁻¹ mm⁻¹ recalculated from Dvoskin *et al.* (1976) for centre-pivot, frontal mobile ramp, traveller sprinklers or static sprinkles (Cioffi, Avignon, Lamasquère, Vredepee, respectively, assuming the energy for irrigation is taken from fossil fuels) and flood irrigation systems (El Saler Sueca), respectively. The equivalent C emissions for installation of irrigation systems were calculated based on Lal (2004) (recalculated from Batty & Keller (1980)).

Table 2: Estimates primary (burned fuel) and tertiary (manufacture, maintenance, amortisation) emissions in kg C-eq ha⁻¹ for a range of farm operations

Farm operations	Primary emissions	Tertiary emissions
Ploughing 30-50 cm	20.4-33.3	0.547
Field cultivation	1.82	0.168
Disking	5.43	0.155
Harrowing	1.36	0.091
Rotary hoeing	5.43	0.091
Ridging	2.71	0.182
Sowing	2.71	0.155
Potato planter	6.83	0.168
Rolling	5.80	0.155
Mineral Fertiliser application	1.43	0.091
Organic Fertiliser application	3.05	0.137
Pesticide application	1.15	0.046
Harvest	14.1	0.764
Cutting	5.5	0.155

4.3.2. Secondary sources

– Pesticides

Equivalent C emissions for pesticides were calculated using the EFs reported in Gaillard et al. (1997) and Lal (2004) (Table 3). These emissions correspond to manufacturing, packaging, transport and storing of pesticides. When data on the amount of active substance of pesticide applied and specific emission factor were available, C-eq emissions were calculated by multiplying the EFs by the amount of active substance. When no specific EF was found in the literature for the active substance present, a mean EF per type of pesticide (Fungicide, Insecticide, herbicide, growth regulator...) was used (Table 3). In some cases, only the type of pesticide or the brand applied was known, but not the amount of active substance. In such cases mean C-eq emissions per type of pesticide application were calculated using data from the other sites of this study.

Table 3: Estimates of equivalent carbon emission (kg C-eq kg⁻¹) for production, transportation, storage and transfer of pesticides.

Type	Emission factor	Source
Herbicides		
2, 4, 5-T	2.7	Lal (2004)
2, 4-D	1.7	Lal (2004)
Alachlor	5.6	Lal (2004)
Amidosulfuron	2.91	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Asulame	2.45	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Atrazine	1.55 - 3.8	Gaillard <i>et al.</i> (1997), Lal (2004)
Bentazon	8.7	Lal (2004)
Bifenox	0.79	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Butylate	2.8	Lal (2004)
Carbetamide	2.45	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Chloramben	3.4	Lal (2004)
Chlorosulfuron	7.3	Lal (2004)
Chlortoluron	2.91	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Cyanazine	4	Lal (2004)
Dicamba	5.9	Lal (2004)
Dinoseb	0.67 - 1.6	Gaillard <i>et al.</i> (1997), Lal (2004)
Diquat	8	Lal (2004)
Diuron	5.4	Lal (2004)
EPTC	3.2	Lal (2004)
Ethofumesate	2.6	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Fluazifop-butyl	10.4	Lal (2004)
Fluometuron	7.1	Lal (2004)
Fluroxypyr	5.95	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Glyphosate	4.77 - 9.1	Gaillard <i>et al.</i> (1997), Lal (2004)
Ioxynil	2.6	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Isoproturon	2.91	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Linuron	5.8	Lal (2004)
MCPA	1.27 - 2.6	Gaillard <i>et al.</i> (1997), Lal (2004)
MCPB	2.35	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Mecoprop P	2.35	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Metamitron	2.46	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Metolachlore	2.71 - 5.5	Gaillard <i>et al.</i> (1997), Lal (2004)
Paraquat	9.2	Lal (2004)
Pendimethaline	1.1	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Phenmediphame	2.45	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Propachlor	5.8	Lal (2004)
Pyridate	2.6	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Rimsulfuron	2.91	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Tebutame	2.59	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Terbuthylazine	2.46	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Trifluralin	3	Lal (2004)
Mean ± S.D.	3.92 ± 2.38	

Type	Emission factor	Source
Fungicide		
Benomyl	8	Lal (2004)
Captan	2.3	Lal (2004)
Carbendazime	4.17	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Chlorothalonil	0.99	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Fenpropimorphe	1.68	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Ferbam	1.2	Lal (2004)
Flusilazole	1.68	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Mancozèbe	0.77	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Manèbe	0.81	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Maned	2	Lal (2004)
Prochloraze	1.68	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Tebuconazole	1.68	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
<i>Mean ± S.D.</i>	<i>2.25 ± 2.02</i>	
Insecticide		
Carbaryl	3.1	Lal (2004)
Carbofuran	9.1	Lal (2004)
Chlorodimeform	5	Lal (2004)
Cypermethrine	7.02 – 11.7	Gaillard <i>et al.</i> (1997), Lal (2004)
Lambda-cyhalothrine	7.02	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Lindane	1.2	Lal (2004)
Matlathion	4.6	Lal (2004)
Methoxychlor	1.4	Lal (2004)
Methyl parathion	3.2	Lal (2004)
Parthion	2.8	Lal (2004)
Phorate	4.2	Lal (2004)
Taxaphene	1.2	Lal (2004)
<i>Mean ± S.D.</i>	<i>4.73 ± 2.85</i>	
Molluscicide		
Methiocarbe	2.45	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Growth regulator		
Chlormequat (CCG)	2.37	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Ethephon	2.37	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
Trinexapac-éthyle	2.37	Gaillard <i>et al.</i> (1997)
<i>Mean ± S.D.</i>	<i>2.37 ± 0</i>	

– Fertilisers

EFs corresponding to manufacturing, packaging, transport and storing of mineral and organic fertilisers were found in Gaillard *et al.* (1997) and Lal (2004), see Table 4. EFs for producing and storing organic fertilisers were 0.88 kg C-eq tonne⁻¹ solid manure and 0.90 kg C-eq m⁻³ liquid manure. Emissions of N₂O caused by fertiliser applications were estimated following the methodology recommended in the IPCC (2006) report: we supposed that 1.7% of the nitrogen applied as fertiliser was converted into N₂O (direct plus indirect emissions), and N₂O emissions were converted into C-eq

values (1 kg N₂O corresponding to 81.3 kg EC). It should be noted that lower EFs for N₂O emissions from fertilizers (ranging from 0.26% and 0.87%) have been reported in Cioffi on the basis of chamber studies (data not shown). N₂O emissions caused by crop residues were estimated in the same way after determining the N content of the residues (see above). Based on an EF of 0.0027 kg t⁻¹ for slurry (uncertainty range 0.0014–0.0042 kg t⁻¹) applications to grasslands (Chadwick *et al.*, 2000), CH₄ emissions from manure and slurry application never exceeded 0.2 g C-eq m⁻² yr⁻¹ at our sites (less than 0.5% of NECB) and were therefore neglected.

Table 4: Emission factors (kg C-eq kg⁻¹) for mineral fertilizers production.

Fertiliser	Emission factor
N (NH ₄ NO ₃)	1.11
N (KAS)	1.35
N (Urea)	1.29
P	0.42
K	0.15
Ca	1.35
Mg	0.15
S	0.15
B	1.11
lime	0.13

4.3.3. Tertiary sources

Emissions caused by manufacture, amortization and maintenance of machinery were calculated using EFs per hour of use that are found in the ADEME (2007) report and after interviews with the farmer to evaluate the time of use of the different machines for each type of operation (ploughing, harvest, etc...). EFs per type of operation are reported in Table 2. They are consistent with the EFs found in Lal (2004).

4.4. Total GHG Balance

Finally, the total GHG balance was calculated in C-eq units using the global warming potential (GWP) of each GHG, for each plot and each crop considering the sum of NECB and of all the emissions caused by farm operation.

Table 5: The different terms^{a,b} composing annual GHG budgets calculated in g C-eq m⁻² yr⁻¹ for each site of the CarboEurope-IP network.

Site Name and country	Years	Crop	NEP	C input	C export	Fire	NECB	Machines	Pesticides	Fertilisers	N ₂ Of	N ₂ Or	Irrigation	Total emissions	GHG budget
Auradé FR	2004-2005	rapeseed	NA	-0.1	242	0	NA	3.1	0.6	26.2	29.4	6	0	65.2	NA
	2005-2006	winter wheat	-305	-6.3	277	0	-34	4.7	0.4	13.7	13.4	2.9	0	35.1	1
	2006-2007	sunflower	-8.5	-0.2	97.6	0	88.9	2.6	0.5	3.6	3.4	3.4	0	13.6	103
Avignon FR	2003-2004	winter wheat	-255	-6.3	459	0	198	5.2	0.8	27.3	26.5	4	0	63.8	261
	2004-2005	peas	278	NA	97.9	0	375	5.3	0	6.5	0	9.1	5.3	26.1	402
	2005-2006	winter wheat	-461	-6.3	309	0	-158	7.5	0.8	20.4	19	6.3	4.2	58.2	-100
	2006-2007	sorghum	-170	NA	222	0	52.3	6.4	0.1	4.3	0	10.7	5.3	26.8	79
Cioffi IT	2004-2005	rye-grass - maize	-412	-19.2	191 - 720	0	480	9.6	0.4	47.2	45.8	7.6	19.2	130	610
	2005-2006	fennel - maize	-274	NA	68 - 725	0	519	12.3	0.9	95.6	83.1	8.9	18.6	219	738
	2006-2007	fennel - maize	-342	NA	34 - 953	0	645	12.2	0.9	73.4	87.7	12.5	22.6	209	854
Carlow IR	2004-2005	spring Barley	-144	-6.3	225	0	75	5.4	1.8	20.8	20.1	2.9	0	51	126
	2005-2006	spring Barley	-200	-6.3	248	0	41.6	5.5	1.3	23.6	23.6	3.1	0	57	99
	2006-2007	spring Barley	-236	-6.3	290	0	48.2	6	0.8	23.6	23.6	3.2	0	57.2	105
Dijkgraaf NL	2006-2007	maize	NA	-0.4	758	0	NA	4.2	0.8	7.2	35.5	0.5	0	48.2	NA
Gebesee GE	2003-2004	rapeseed	NA	-0.1	342	0	NA	3.2	0.6	32.7	33.1	5.6	0	75.2	NA
	2004-2005	winter barley	-123	-6.3	370	0	241	4.7	0.4	9.7	10.3	2.7	0	27.8	268
	2005-2006	sugar beet	-655	NA	787	0	132	3.7	0.8	5.6	4.5	20.1	0	34.7	166
	2006-2007	winter wheat	25.5	-40.9	362	0	346	5.7	0.5	14.8	15.9	4	0	41	387
Grignon FR	2004-2005	mustard-maize	NA	NA	696	0	NA	5.8	1.3	18.9	20.1	0.4	0	46.6	NA
	2005-2006	winter wheat	-179	-6.3	696	0	511	3.8	1.4	14.9	15.8	0.6	0	36.4	547
	2006-2007	winter barley	-363	-6.3	505	0	136	3.7	1.4	14.9	15.5	0.4	0	35.9	171
Klingenberg GE	2003-2004	winter barley	NA	-6	514	0	NA	3.6	0.4	41.4	12.9	3	0	61.4	NA
	2004-2005	Rapeseed	-306	-256	510	0	-51.8	4.1	1.2	30.6	52.8	5.9	0	95	43
	2005-2006	winter wheat	-145	-6.3	480	0	328	4.1	1.6	30.5	29.8	2.6	0	68.5	397
	2006-2007	Maize	88.9	-176	535	0	448	3.5	0.6	16	29.5	1.4	0	51	499
	2007-2008	summer barley	10.5	-6.3	243	0	247	2.8	0.2	8.5	6.9	3	0	21.3	268
Lamasquère FR	2004-2005	Triticale	NA	-66.7	513	0	NA	2.9	0.3	11.3	28.9	1.9	0	45.4	NA
	2005-2006	Maize	-240	-255	806	0	310	5.4	0.4	13.8	33.9	0.5	7.6	61.7	372
	2006-2007	winter wheat	-387	-87	384	0	-90	5.2	0.1	27.9	43.9	2.6	0	79.6	-10
Langerak NL	2005-2006	Maize	-271	-27.1	794	0	496	4.2	0.4	2.2	5.4	2.3	0	14.5	510

Chapitre 2. Article 2 : "Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites"

Site Name and country	Years	Crop	NEP	C input	C export	Fire	NECB	Machines	Pesticides	Fertilisers	N ₂ Of	N ₂ Or	Irrigation	Total emissions	GHG budget
Lonzée BE	2003-2004	sugar beet	NA	-66	630	0	NA	5.4	1.9	107.8	22.4	14.9	0	152	NA
	2004-2005	winter wheat	-460	-6	560	0	93.8	2.7	1.1	24.3	29	4	0	61.1	155
	2005-2006	seed potatoe	-42.9	-4	290	0	243	6.8	5.4	26.3	16.8	4	0	59	302
	2006-2007	winter wheat	-605	-6	450	0	-161	3.1	0.7	26.3	28	3.7	0	61.7	-99
Lutjewad NL	2005-2006	winte rwheat	NA	-6.3	869	0	NA	4.9	0.6	21.8	23.2	1	0	51.5	NA
	2006-2007	winter wheat	-455	-6.3	818	0	356	4.9	1.7	25.3	26.9	1	0	59.9	416
Molenweg NL	2004-2005	Potatoe	NA	-53.5	1583	0	NA	2.9	2.7	29.7	38.6	21.8	0	95.6	NA
Oensingen CH	2003-2004	winter wheat	NA	-5.3	462	0	0	5.3	0.2	17.9	18.3	3	0	41.7	0
	2004-2005	winter barley - intercrops	-424	-6	329	0	-101	5.6	0.4	14	14.4	3	0	34.3	-66
	2005-2006	Potatoe	217	-433	0	0	-216	3.7	0	30.6	22.7	6.5	0	57	-159
	2006-2007	winter wheat	-173	-7.7	415	0	234	2.8	0.2	19.9	20.1	3	0	43	277
Risbyholm DK	2003-2004	winter wheat	-403	-6.3	467	0	58	4.9	1.3	29.2	29.1	2.6	0	67	125
	2004-2005	winter wheat	-306	-6.3	483	0	171	4.7	0.7	28.3	28.2	2.6	0	64.5	235
	2005-2006	winter wheat	-260	-6.3	451	0	185	4.8	0.4	28.9	28.8	2.6	0	65.4	250
	2006-2007	winter wheat	-197	-6.3	0	0	-204	4.7	0.7	30.8	31.1	5.5	0	72.9	-131
	2007-2008	Rapeseed	-123	-0.1	151	0	28	4.2	0.2	19.9	19.1	5.9	0	49.3	77
El Saler Sueca ES	2004-2005	Rice	-679	NA	431	89	-248	3.2	0.2	19.3	29.1	9.3	3.6	65	-183
	2005-2006	Rice	-693	NA	448	90	-245	3	0.2	19.3	29.2	9.4	3.6	65	-180
	2006-2007	Rice	-606	NA	357	0	-249	3.1	0.2	19.3	29.5	9.7	3.6	65	-184
	2007-2008	Rice	-630	NA	372	0	-258	3.2	0.2	19.3	30.4	10.5	3.6	67	-191
Vredepeel NL	2005-2006	sugar beet	-486	-433	850	0	-69.3	4.2	3.2	28.7	61.3	0.9	4.1	103	33

^a NEP, cumulative net ecosystem production; C input, carbon inputs as seeds and organic fertilisers; C export, carbon exported during harvest (yield); Fire, carbon lost during fire events (at El Saler Sueca only); NECB net ecosystem carbon budget calculated as the sum of the three previous terms; Machines, emissions caused by direct use, maintenance and amortization of the machines; Pesticides, emissions associated with production, transportation, storage and transfer of pesticides; Fertilisers, emissions associated with production, transportation, storage and transfer of organic and mineral fertilizers; N₂Of, N₂O emissions caused by the use of fertilizers; N₂Or, N₂O emissions caused by the decomposition of crop residues left on the field; Irrigation, emissions caused by irrigation; Total emissions, the sum of emissions caused by farm operations; GHG budget, the sum of NECB and all emissions caused by farm operation.

^b methane emissions, approximately 15g C-eq m⁻² yr⁻¹ at El Saler Sueca are not included

5. Results

Overall, NEP, NECB and total GHG budget were calculated over 15 sites and 41 site-years and emissions from agricultural practices were calculated over 17 sites and 51 site-years (see Table 5).

5.1. Net Ecosystem Production

NEP varied strongly between sites, crops and between crops for the same sites (Table 5, Figure 1) but, on average, NEP was negative (-284 ± 228 (standard error) $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) with a large variability. Part of this variability in NEP is a result of the difficulty defining budgeting years for cropland sites with intensive management. Thus, NEP values reported here differ slightly from those used by Kutsch *et al.* (2009) and Moors *et al.* (2009) because of differences in integration periods.

5.1.1. Winter crops

On average, winter crops had rather similar NEPs with, respectively, -302 ± 164 ($n=14$), -303 ± 159 ($n=3$) and -214 ($n=2$) $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for winter wheat, winter barley and rapeseed (Figure 1). However, NEP variability within the same crop was high. This was, to a large extent, caused by differences in latitude and climate variability influencing the length of the growing season and the amount of C assimilated. Additional factors such as management, soil properties, etc. may also be involved, and are discussed in the different articles of the present issue (Eugster *et al.*, 2009; Kutsch *et al.*, 2009; Lanigan *et al.*, 2009; Moors *et al.*, 2009).

Figure 2 represents NEP as a function of the number of days of active vegetation cover (NDAV). In general, NEP increased, in absolute values, with NDAV for winter crops. However, two points corresponding to winter wheat grown at Oensingen and Risbyholm in 2006-2007 seem to be outside the relationship between the sum of days when vegetation was active, and NEP. There was only one positive NEP value for winter crops, corresponding to winter wheat at Gebesee in 2006-2007 and it should be noted that in Figure 2, rapeseed grown at Risbyholm was considered as a summer crop because it was sown in May and harvested in July, which is atypical for rapeseed in Southern and Central Europe. Since the growing season was much shorter for rapeseed grown at Risbyholm compared to the crop grown at Klingenberg it probably explains why NEP at Risbyholm was much lower than at Klingenberg (Table 5).

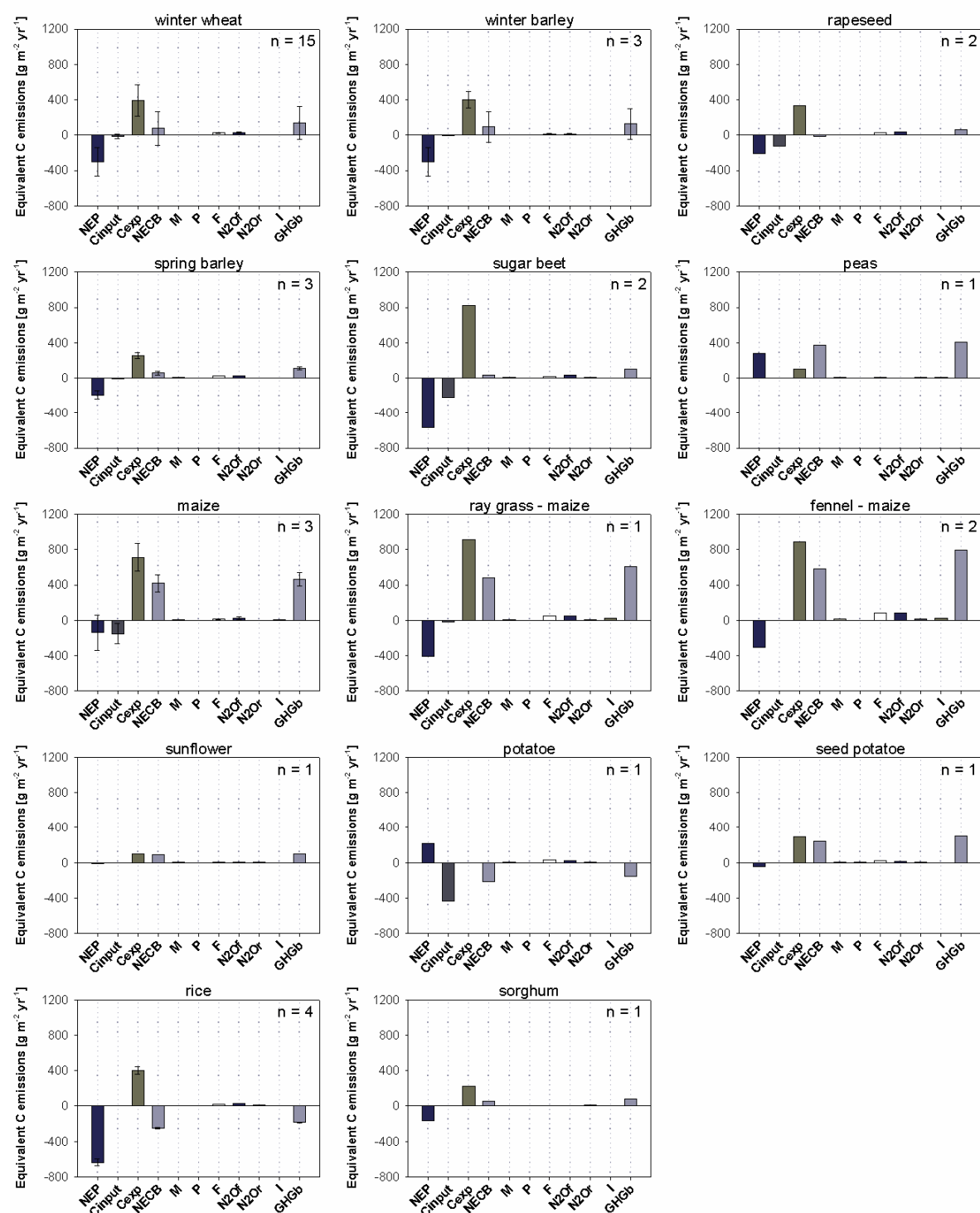


Figure 1: Mean for each crop species of the different terms composing the annual GHG budgets calculated in C-eq at European crop sites: cumulative net ecosystem production (NEP), carbon inputs (Cinput) as seeds and organic fertilisers, carbon exports corresponding to harvest and fire (Cexp) and net ecosystem carbon budget (NECB) calculated as the sum of the three previous terms. Then are listed the emissions associated to farm operations: emissions caused by direct use, maintenance and amortization of the machines (M), emissions associated with production, transportation, storage and transfer of pesticides (P), emissions associated with production, transportation, storage and transfer of fertilizers (F), N₂O emissions caused by the use of fertilizers (N₂Of), N₂O emissions caused by the decomposition of crop residues left on the field (N₂Or) and emissions caused by irrigation (I). Finally, GHG budget (GHGb), the sum of NECB with emissions caused by farm operation, is presented. Vertical full lines (error bars) are ± the standard deviation of each measurement mean and were calculated when n was ≥ 3.

5.1.2. Spring and summer C3 crops

NEP for spring and summer-grown C₃ crops varied between 278 (peas) and -652 ± 41 g C m⁻² yr⁻¹ (rice) (Figure 1). Positive NEP values for pea (Avignon) can be explained by the very short growing season, leaving the soil without vegetation cover for a large part of the year. Potato at Oensingen was subject to a hail event that destroyed part of the production. Finally, spring barley (Klingenberg) also had positive NEP values but reasons for that are more difficult to find. Considering the C₃ summer crops as a whole, NEP tended to decrease with NDAV (Figure 2). However, for individual crops, such as sugar beet, rice and spring barley, NEP tended to increase with increasing NDAV.

El Saler Sueca is the only site in this study where rice was grown and the values for NEP in Table 5 and Figure 1 do not include methane emissions. Those fluxes were estimated to represent 20 g CH₄ m⁻² yr⁻¹, corresponding to a 15 g C m⁻² yr⁻¹ loss from the ecosystem. Even with the inclusion of estimated methane emissions, El Saler Sueca remains the site with the lowest mean NEP value (between -591 and -678 g C m⁻² yr⁻¹). Only Gebesee (-655 g C m⁻² yr⁻¹), when sugar beet was grown (year 2005-2006), and Lonzée (-605 g C m⁻² yr⁻¹) when winter wheat was grown (2006-2007) had similar negative NEP values.

Spring barley had a less negative NEP (-193 ± 46 g C m⁻² yr⁻¹) than winter cereals partly because NDAVs and yields were smaller (Figure 1 Figure 2). Sugar beet had very negative NEP values at Gebesee (-655 g C m⁻² yr⁻¹) and Vredepeel (-486 g C m⁻² yr⁻¹) both in 2005 and in 2006. Even with the potato crop having a similar NDAV to sugar beet, for instance at Gebesee, NEP was very positive. Pea had the highest positive NEP value but the growing season was the shortest and LAI was low compared to other crops (data not shown). Finally, NEP for sunflower was close to equilibrium (-8.5 g C m⁻² yr⁻¹).

5.1.3. Summer C4 crops

For C₄ summer crops alone, there was no clear trend of increasing NEP with NDAV. NEP for sorghum was -170 g C m⁻² yr⁻¹, which is comparable to the mean NEP value for maize. NEP for maize alone was on average -141 ± 200 g C m⁻² yr⁻¹, but variability between sites was very large, ranging between -271 and 89 g C m⁻² yr⁻¹ at Langerak and Klingenberg, respectively (Figure 1). At Klingenberg a hail event occurred in July 2007 (half-hourly precipitation of 38mm). It caused significant damage to the maize plants, probably inducing a reduction in LAI and probably a reduction in C net fixation.

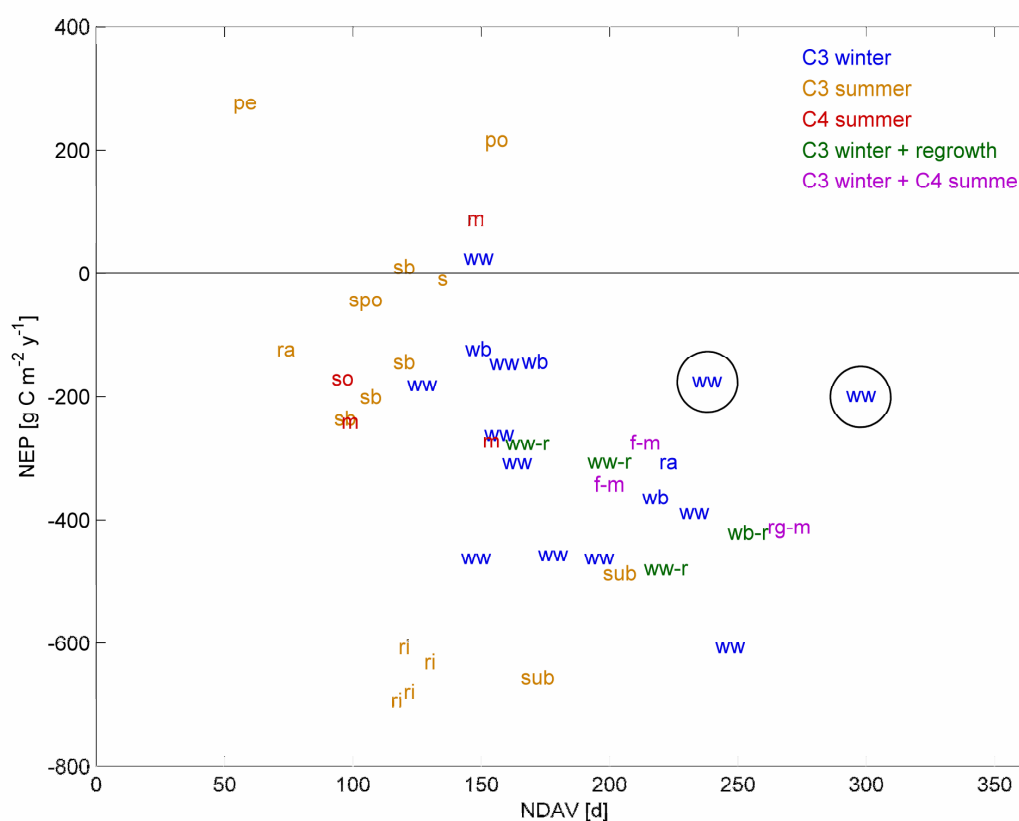


Figure 2: Cumulative net ecosystem production (NEP) as a function of number of days of active vegetation (NDAV). Each point represents one site year. C3 winter crops are presented in blue, C3 summer crops are in orange, C4 summer crops are in red. C3 winter crops that were followed by re-growth events and weeds development are represented in green. Combination of a C3 winter crop and a C4 summer crop on the same site, the same year, are represented in violet. The different crop species presented are winter wheat (ww), winter barley (wb), rapeseed (ra), sugar beet (sub), spring barley (sb), potato (po), seed potato (spo), peas (pe), sunflower (s), sorghum (so), maize (m), rye-grass – maize (r-m), fennel – maize (f-m) and rice (ri). Data for winter wheat grown at Oensingen and Risbyholm in 2006-2007 are enclosed in a circle.

5.1.4. Effect of intercrops or voluntary re-growth and weeds on NEP

When considering C₄ crops combined with fennel or rye-grass (Cioffi site) NEP tended to increase with NDAV. NEP for maize alone was always smaller than when maize was combined with either rye-grass or fennel (Table 5). Indeed, when maize is combined with another crop, bare soil periods are shorter and soil C losses are compensated by net C assimilation from the intercropping plant. In a similar way, growth of volunteer seedlings and weeds after harvesting of winter wheat at Avignon (2005-2006) and the sowing of a mixture of phacelia (*phacelia tanacetifolia*), alexandrine clover (*Trifolium alexandrinum*) and oat (*Avena sativa*) (named “intercrops” in Table 1 and Table 5) at Oensingen after winter barley (2004-2005) had a noticeable effect on NEP. Our comparison of NEP estimates, either including or excluding the period of re-growth that occurred after winter barley at Oensingen, changed NEP values from -424 to -144 g C m⁻² yr⁻¹, respectively. However, it should be

noted that this is not a measure for the accuracy of flux measurements, but an indication of the problems in defining budgeting years for cropland sites. In this case, the integration period changed from 09 Nov 2004 – 08 Nov 2005 to 05 Aug 2004 – 04 Aug 2005. Similarly, by including or omitting the period encompassing re-growth events and weeds development that occurred after the growth of winter wheat at Avignon in the calculation (period between 01 Sep 2005 – 31 Aug 2006 and 06 Nov 2005 – 05 Nov 2006, respectively) changed the NEP value from -461 to -478 g C m⁻² yr⁻¹, respectively.

5.2. Carbon exports

Carbon exports showed a wide variation among sites and crop types, ranging from 0 g C m⁻² yr⁻¹ at Oensingen (potato, 2005-2006 were never harvested due to a fatal accident in the farmer's family) and Risbyholm (winter wheat, 2006-2007 because of flooding) to 987 and 1583 g C m⁻² yr⁻¹ at Cioffi (fennel - maize, 2006-2007) and Molenweg (potato, 2004-2005). Crops associated with the biggest C exports (considering sites where NEP was measured) were maize and sugar beet with on average, 712 ± 153 and 818 ± 44 g C m⁻², respectively (Figure 1). On all sites, all of the aboveground parts of the maize plants were exported, mostly for silage, whereas, in most of the countries represented in this study (except Switzerland), 53% of the surface area where maize is grown is used for grain production only (EUROSTAT, 2008). Since the CarboEurope data set does not include this latter variant of maize cropping, this study cannot claim to be representative for NBP for all types of maize growing in Europe.

5.3. Carbon inputs

Carbon inputs, mainly through organic manure amendments, also varied considerably among sites and sometimes between years for the same site (Table 5). The Lamasquère site received solid and liquid organic manure each year, corresponding to C inputs ranging between 67 and 249 g C m⁻². Cioffi also received solid and liquid organic manure but only for the rye-grass – maize cropping system, corresponding to C inputs of only 19.2 g C m⁻². Vredepeel (sugar beet), Klingenberg (rapeseed, maize) and Oensingen (potato) received 433, 256, 176 and 125 g C m⁻² as solid manure, respectively. Molenweg (potato), Gebesee (winter wheat), Langerak (maize), Cioffi (fennel - maize), Grignon (mustard - maize) received 53.5, 34.7, 26.8, 19.2, 9.8 g C m⁻² as liquid manure, respectively. Loncée received 66 g C m⁻² yr⁻¹ as lime in 2003-2004 just before sugar beet was grown. The amounts of C imported through seeds or mother tubers were small (0.1 and 7.7 g C m⁻²) in comparison with those imported as organic fertiliser or lime, and below the uncertainties associated with the estimation of NEP and C exports (Béziat *et al.*, 2009).

5.4. Net Ecosystem Carbon budget

5.4.1. General results

On average, NECB was $127 \pm 243 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, corresponding to a C loss but ranging from -258 $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ at El Saler Sueca (rice, 2007-2008) to 645 $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ at Cioffi (fennel - maize, 2006-2007). Most of the sites-years had positive NECB values, corresponding to carbon losses, even if for most of them, negative NEP values were observed. The reason is that C exports were on average higher ($450 \pm 248 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ considering only sites where at least one-year fluxes were measured) than those associated with NEP ($-284 \pm 228 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) and C inputs ($-39 \pm 90 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). In order to assess the relative contribution of NEP, C inputs and C exports to NECB, their absolute values were summed and their relative contribution to the total was calculated. NEP, C inputs and C exports represented, on average, 36.7, 5.0 and 58.3 % of NECB, and NEP (through uptake of CO_2) represented on average 88% of the C inputs. Therefore, NEP and C exports have the greatest impact on the annual C budget of the croplands examined. Even when considering only crops with organic fertilisers, NEP and C exports were usually the two main factors driving NECB (Table 5).

5.4.2. NECB variability among sites

Even when methane emissions are considered, El Saler Sueca remains the site with the lowest (most negative) average NECB. These low NECB values can be explained by low NEP values for rice as discussed above. On average, rice was apparently the crop fixing the most C with a mean NECB of $-250 \pm 5 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ or $-235 \pm 5 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ depending on whether methane emissions were included or not. These estimates do not take into account C losses associated with fire and horizontal transport of crop residues by water flows (during winter flood) or DOC horizontal transport. For 2007, we estimated that aboveground crop residues were 264 g C m^{-2} . Considering that close to 50% of aboveground crop residues can be exported with water flows, NECB would be only -126 g C m^{-2} in 2007. NECB was also very low at Risbyholm in 2006-2007 (winter wheat) since rather exceptionally, no harvest occurred that year (see above).

5.4.3. NECB variability among crops

On average, winter wheat had a mean NECB of $74 \pm 190 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, corresponding to a non-significant C loss, although this was compounded because of high variability. NECB values were negative at Lonzée and Lamasquère in 2006-2007 when winter wheat was grown. The 2006-2007 winter was, however, exceptionally warm in Western and South-West Europe. Temperatures in January and February were close to 4.4°C and 3°C above the normals at Lonzée and Lamasquère in

2007 and NEP values observed at those sites were much lower than the ones observed at Loncée in 2004-2005 and at Auradé (12 km from Lamasquère) in 2005-2006 for a winter wheat crop (Table 5). Other crops like winter barley, spring barley, sugar beet, potato, sunflower and sorghum were small sources of C with NECBs below $95 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Figure 1). Conversely, rapeseed was a sink ($-12 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, $n=2$). It should also be noted that when comparing the different crops, the three terms contributing to NECB were much larger for sugar beet compared to the other crops.

Finally, fennel - maize, rye-grass - maize, maize, peas and seed potato had large positive NECB values (Figure 1) with values of 582 ($n=2$), 480 ($n=1$), 418 ± 96 , 375 ($n=1$) and 243 ($n=1$) $\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, respectively. The net carbon loss was significant for maize only (Figure 1) because the number of samples available for the other crops was too low. As discussed above, however, almost all the aboveground biomass was exported for silage on the maize crops. These results are, therefore, not representative of maize fields used for grain production only.

5.4.4. NECB variability with management

Management practices varied considerably for the different sites (see Table 1, Table 5 and Figure 1). Some sites exported only grain when others also exported straw and some received only mineral fertilisers when others received mineral and organic fertilisers. In order to assess the effect of management on NECB, the results are presented in Figure 3 for crops 1) receiving only mineral fertiliser and where grains were exported 2) others receiving only mineral fertiliser and where aboveground or belowground biomass was exported and finally, 3) those receiving both mineral and organic fertilisers and where aboveground or belowground biomass was exported.

For winter wheat, NECB was negative when only grain was exported. Organic fertilisation could not compensate for C losses when all the biomass was exported. For winter wheat receiving mineral fertilisation, but for which aboveground biomass was exported, variability in NEP and C exports caused large variations in NECB (from -204 to $328 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$).

The NECB for winter barley, was close to equilibrium when aboveground biomass was removed and surprisingly positive ($241 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) when only grains were removed. In that latter case, NEP was small and C exports were very similar in both treatments.

For all crops, organic fertilisation tended to reduce NECB (Figure 3). For sugar beet and rapeseed, crops receiving both organic and mineral fertilisation even had small negative NECBs, whereas those receiving mineral fertiliser had small positive ones. As the number of samples was low ($n=1$ for each treatment), it was not possible to make any generalisation about the results. Moreover, comparison of the effect of the type of fertiliser use on NECB for rapeseed is uncertain since rapeseeds grown at Klingenberg (mineral plus organic) and Risbyholm (mineral only) were cultivated as winter crops and spring crops respectively because of very different climate conditions (see above).

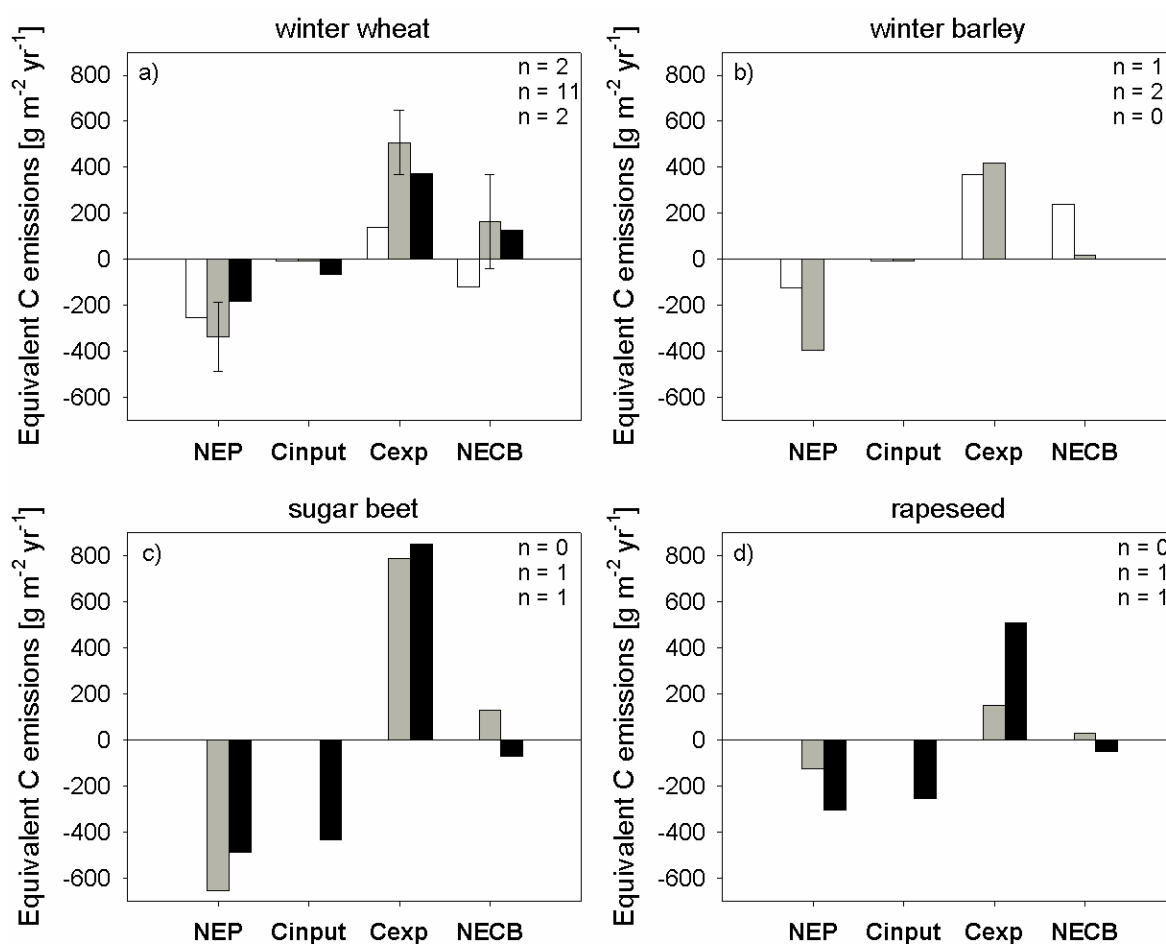


Figure 3: Management effects on net ecosystem production (NEP), carbon inputs (Cinput), carbon exports corresponding to harvest and fire (Cexp) and net ecosystem carbon budget (NECB) for winter wheat (a), winter barley (b), sugar beet (c) and rapeseed (d). White bars correspond to crops that only received mineral fertilisation and for which only grains were removed. Grey bars correspond to crops that only received mineral fertilisation and for which grains and straw were removed. Black bars correspond to crops that received both mineral and organic fertilisation and for which grains and straw were removed. Numbers of data to calculate each bar are represented in the upper right corner: the upper one is for white bars, the middle one is for grey bars and the lower one is for black bars. Vertical full lines (error bars) are \pm the standard deviation of each measurement mean. They were calculated when the number of sites per crop species was ≥ 3 .

5.5. Emissions from farm operations

In this section, when emissions from farm operations (EFO) are presented and discussed for the sites where NEP was measured, the numbers corresponding to all the sites (including those where NEP was not measured) also appear in parenthesis.

5.5.1. Emissions from machines

Emissions caused by the use of farm machinery represented, on average, only 9.7% (9.3%) of EFO and ranged between 2.6 g C-eq m⁻² yr⁻¹ (Auradé, sunflower) and 12.3 g C-eq m⁻² yr⁻¹ (Cioffi,

fennel - maize). At Auradé only 5 operations involving machinery were done (ploughing, fertiliser application, sowing, pesticide application and harvest) whereas at Cioffi, because two crops were grown per year, 19 operations were carried out. Soil preparation and harvest often represented a large part of the emissions associated with the use of farm machinery. For instance, at Carlow (spring barley, 2005-2006), ploughing (30 cm) and harvesting represented close to 25.8% and 25.8% of machinery emissions, respectively. At Avignon (peas, 2004-2005), soil preparation (ploughing and multiple tillage events) and harvest represented, respectively, 36.2% and 25.0% of emissions. Finally, at Loncée, tillage and harvesting (winter wheat, 2004-2005) represented only 10% and 48.8% of emissions, respectively.

5.5.2. Emissions caused by fertilisers use

Fabrication, transport, storage and application (causing N₂O emissions) of fertilisers represented, depending on sites, between 16 and 93 % of EFOs with, on average, 50.7 ± 34.8 (51.4 ± 33.4) g C-eq m⁻² yr⁻¹. Considering crops where only organic (Dijkgraaf and Langerak) or only mineral fertilisers (see Table 1) were applied, this represented on average 25.2 (n=2) and 48.5 ± 33.8 g C-eq m⁻² yr⁻¹, or 70.1% and 76.0 % of EFOs, respectively. For those same sites where only organic and only mineral fertilisers were used, fertiliser fabrication represented on average 4.7 and 23.0 ± 16.9 g C-eq m⁻² yr⁻¹, respectively. This is not very surprising since according to Stout (1990), energy input associated with nutrients derived from animal manure is less than that when chemical fertilizers are used (energy for application of fertilizers is not included).

Generally, winter crops had higher emissions for fabrication, transport and storage of fertilisers than summer crops. By contrast, emissions at Klingenberg (spring barley), Gebesee (sugar beet), Dijkgraaf (maize), Avignon (peas and sorghum), Auradé (sunflower) and Langerak (maize), all being spring or summer crops, were the lowest (below 9 g C-eq m⁻² yr⁻¹). Sugar beet grown at Loncée had the highest emissions for fabrication, transport and storage of fertilisers because of the application of 4500 kg ha⁻¹ lime producing 130 g C-eq kg⁻¹ lime. This number is probably overestimated because the emission factor found in the literature corresponds to lime production from calcareous stones, whereas lime used in the study site was the processing residue left from a nearby sugar beet factory. Emissions were also high at Cioffi because two crops were grown per year at that site.

The emissions of N₂O from fertilisers represented on average 42.2% (40.6%) of EFOs or 26.9 ± 18.8 (26.4 ± 17.2) g C-eq m⁻² yr⁻¹. Emissions from fertilisers ranged between 0 g C-eq m⁻² yr⁻¹ at Avignon for peas and sorghum, because there was no fertilisation, to 87.7 g C-eq m⁻² yr⁻¹ in 2006-2007 for fennel-maize at Cioffi, as both fennel and maize received fertilisers. However, similar EFs were used for all sites and types of fertilisers whereas Kuikman *et al.* (2006) showed that these can vary spatially and with fertilizer type. Therefore, it is very likely that these results do not represent the real variability in N₂O emissions. Still, as GHG emissions associated with fertilisers can represent up to

93% of EFOs (including fabrication; Hillier *et al.* (2009)), efforts should be made to enhance nutrient use efficiency by minimizing losses caused by erosion, leaching and volatilization, perhaps including in the rotation crops able to fix atmospheric nitrogen as well as improving the recycling of nutrients contained in crop residue. Indeed, N₂O emissions corresponding to the mineralization of crop residues represented on average 10.2% (9.7%) of EFOs and on average 5.0 ± 4.0 (5.1 ± 4.7) g C-eq m⁻² yr⁻¹. Maize had, on average, the lowest N₂O emissions associated with by crop residues with 1.4 ± 0.9 (1.2 ± 0.8) g C-eq m⁻² yr⁻¹ (Figure 3). This is not very surprising since for maize the left over residues were small as these were used for silage on all sites. Finally, for sites without eddy covariance measurements, potato, sugar beet, fennel - maize and sorghum had mean N₂O emissions caused by crop residues above 10 g C-eq m⁻² yr⁻¹.

In total, N₂O emissions represented 50.1% (50.3%) of EFOs. In the future, efforts should be made to measure systematically and continuously N₂O emissions as well as NEP on the field to reduce uncertainties on EFOs and total GHG budget for crops. Such an effort was made at the Cioffi and Grignon sites. At Cioffi, it was found that the emission factors related, that refers to the amount of N₂O emitted from the various mineral and organic N applications to soils, were 0.87% in 2007 and 0.26% in 2008, both consistently lower than the reference IPCC (2006) value used in this study. Therefore we might have overestimated N₂O emissions at least at some sites.

5.5.3. Emissions caused by pesticide use

Fabrication, transport, packaging and storage of pesticides represented only 2.4% (2.1%) of EFO. The number of treatments however varied considerably among crops and sites. There were no treatments for peas and potato (at Avignon, 2004-2005 and Oensingen, 2005-2006), only 1 and 2 for rapeseed and triticale (Risbyholm, 2007-2008 and Lamasquère, 2004-2005), and up to 7 and 13 for sugar beet and seed potato (Lonzée, 2003-2004 and 2005-2006), usually combining several chemicals at once. The cost in C-eq corresponding to the use of pesticides therefore varied greatly (see Table 5) depending on the number of treatments and the chemicals used. On average (including all sites), the emissions corresponding to pesticide applications were higher for seed potato and sugar beet (9.1 and 8.2 g C-eq m⁻² yr⁻¹, respectively), corresponding to between 3.9 and 1.4 g C-eq m⁻² yr⁻¹ for winter wheat, winter barley, spring barley, potato, maize and mustard-maize and less than 0.9 g C-eq m⁻² yr⁻¹ for triticale, rapeseed, Rye-grass - maize, fennel - maize, sorghum, peas and rice (Figure 1). The maximum emissions from pesticide applications represented 20% of EFOs (for sugar beet at Gebesee in 2005-2006). Therefore, for most crops, any efforts to improve the accuracy of EFOs should focus on these additional contributions.

5.5.4. Emissions caused by irrigation

For irrigated sites, irrigation only represented 10.0% (10.0%) of EFOs, although the methods differed between sites. Gravimetric ones were used at El Saler Sueca and these are less energy-consuming than sprinklers, centre-pivot, frontal ramps or solid roll that was used at Vredepeel, Cioffi, Avignon and Lamasquère, respectively. Therefore, even if the amounts of irrigation were high at El Saler Sueca, C-eq emissions were low compared to Cioffi. Cioffi received a large amount of irrigation (300 and 416 mm) and this represented between 8.5 and 14.8% of EFO. However, Avignon was the site where irrigation represented the largest part of EFOs with 20% for peas. The reason for this is that there was neither pesticide application nor nitrogen fertiliser added for peas, and therefore there were no N₂O emissions caused by fertilisers.

5.5.5. EFO variability among sites

EFOs for the different site-years or crops could be sorted into three groups. In the first group, EFOs are low, between 0 and 30 g C-eq m⁻² yr⁻¹. This group includes sorghum, peas and sunflower. Those crops have short growing seasons and require few inputs. Maize cultivated at Langerak and receiving only organic fertilisation also belongs to this group as well as some cereals such as winter barley (Gebesee, 2004-2005) and spring barley (Klingenberg, 2007-2008). On average, however, winter and spring barley belong to the second group. In the second group (most of the sites-years), EFOs and mean EFOs per crop ranged between 30 and 100 g C-eq m⁻² yr⁻¹ and between 40 and less than 80 g C-eq m⁻² yr⁻¹. Winter barley is often in the low range of that group. In the third group (four site-years), EFOs were above 100 g C-eq m⁻² yr⁻¹. High EFOs were found for Cioffi and Loncée (sugar beet, 2003-2004). Loncée (sugar beet) had a high EFO mostly because of the 4500 kg ha⁻¹ addition of lime. As discussed above, this EFO is probably overestimated. Addition of lime is a common practice in agriculture and its use can strongly influence the EFOs and total GHG budget for crops. Therefore, it may be interesting to investigate alternative methods for increasing the pH of soils and to estimate their corresponding EFs (for instance residues from sugar factories). Moreover, the addition of lime on many croplands is an intermittent and periodic operation dependent on soil acidity. Therefore it would be probably more accurate to allocate the associated emissions to the following crops until a new lime application has been carried out.

At Cioffi, two crops were cultivated in the same year, therefore the inputs were high. For instance, both maize and fennel or rye-grass received fertilizers. At their maximum, in 2005-2006 EFOs represented 17.0% of total GHG budget. Even this result has restricted generality it would be interesting to investigate further the increase in EFOs for systems with two crops per year instead of one, in order to evaluate their environmental impact. Indeed, it is likely that similar systems will become more frequent in the future because of projected increases in the growing season due to global

warming (allowing two main crops per year) and because of increasing pressure to produce more food and energy per cropland area.

5.6. Total GHG budget

In order to assess the relative contribution of the different terms to the total GHG budget, their absolute values were summed and their relative contributions were calculated. Overall, emissions from farm operations (EFO) represented only 7.6% of the total GHG budget compared to, on average, 53.3, 33.6 and 5.5% for C export, NEP and C importations, respectively. Therefore, NEP (through uptake of CO₂) represented on average 88% of the negative radiative forcing and C export represented 88% of the positive radiative forcing. The use of machinery, fabrication, transport and storage of pesticides and fertiliser, N₂O emissions from fertilisers and from residues and irrigation made only small contributions (0.6, 0.1, 2.8, 3.2, 0.6 and 0.3 % of total GHG budget, respectively). However, when EFOs were directly compared to the GHG budget (without considering the absolute value all the terms) they represented 33% of the GHG budget (64 g C-eq m⁻² yr⁻¹ for EFOs over 190 g C-eq m⁻² yr⁻¹ for the GHG budget).

As the mean total GHG budget was 190 ± 257 g C-eq m⁻² yr⁻¹ considering all sites-years for which NEP could be estimated, crops, on average, acted as GHGs sources. Overall, the total GHG budget ranged from -191 g C m⁻² yr⁻¹ for rice at El Saler Sueca (2007-2008) to 854 g C m⁻² yr⁻¹ at Cioffi (fennel - maize, 2006-2007) (Table 5). Nine sites-years (four of them being rice) over a total of 41 had a negative total GHG budget meaning that they were acting as GHGs net sinks. For most site-years, C exports and emissions of GHGs associated with farm operations were bigger than net carbon fixation through NEP and C inputs as organic fertilisers and seeds.

On average, rice was a net GHG sink with a total GHG budget of -185 ± 4 g C-eq m⁻² yr⁻¹ (-170 ± 4 g C-eq m⁻² yr⁻¹ when considering methane emissions) (Figure 1). All other crops had mean positive GHG budgets. As for NECB, crops having very negative NEPs did not systematically have the best potential for fixing C (low or negative NECBs) and were not necessarily the most efficient crops in terms of total GHG emissions. This is particularly obvious when considering maize. Maize alone or in combination with fennel or rye-grass had the highest positive values with 460 ± 77 g C-eq m⁻² yr⁻¹, 796 (n=2) g C-eq m⁻² yr⁻¹ and 610 (n=1) g C-eq m⁻² yr⁻¹, respectively (Figure 1). Even if the results from the Cioffi site cannot be generalised, it is interesting to note that increasing periods with vegetation cover does not necessarily improve the total GHG budget. However, when net assimilation from fallow crop or voluntary re-growth was accounted for in NEP (and therefore in the total GHG budget) at Oensingen (winter barley, 2004-2005) and Avignon (winter wheat, 2005-2006), the C budgets were improved by 280 and 18 g C m⁻² yr⁻¹.

5.7. Assessment of crop performance

Crop performance (CP) was calculated as the ratio between C exported (yield) over total GHG budget. Results are presented in Figure 4 for crops for which at least one year of NEP was calculated and a harvest was taken by the farmer (Oensingen 2005-2006 and Risbyholm 2006-2007 are therefore excluded from this analysis). On average, winter crops were much more efficient than summer crops (Figure 4 a) with CPs of 8.5 ± 7.7 and 1.3 ± 1.0 g C exported g^{-1} C-eq emitted, respectively (rye-grass – maize, fennel – maize and rice were not included in the calculations). The high variability in CPs was to a large extent explained by differences in management (Figure 4 b) and organic fertilisation improved CPs for all crops whose straw were removed.

Winter wheat, sugar beet and rapeseed were among the most efficient crops with mean CPs of 17.8 ± 71.3 , 15.1 ± 14.7 and 6.9 (n=2) g C exported g^{-1} C-eq emitted, respectively (Figure 4 a). Most crops had on average a CP above 1 g C exported g^{-1} C-eq emitted. However, winter barley and peas had mean CPs below 1 g C exported g^{-1} C-eq emitted. It means that they were producing more GHGs than yield on a C basis. Of course, these results may need to be treated with caution due to the small number of sites studied, and because of differences in management practices.

Surprisingly, winter wheat was much more efficient than winter or spring barley (242 , 1.4 and 2.4 ± 0.5 g C exported g^{-1} C-eq emitted, respectively) when comparing management regimes where grains were exported. It was also much more efficient on average when grains were exported than when aboveground biomass was exported under mineral fertilization regime (1.0 ± 2.6 g C exported g^{-1} C-eq emitted). However, in this latter case, positive and negative CPs were observed. Finally, CP was negative for winter wheat when organic plus mineral fertilisation was used even if all aboveground biomass was exported. It shows that for winter wheat, net GHG fixation was possible, especially when organic fertilisation was used, in spite of higher C exports. For sugar beet and rapeseed, CPs were also higher when organic plus mineral fertilisation was used. Considering crops producing oil, rapeseed (6.9 g C exported g^{-1} C-eq emitted) was on average more efficient than sunflower (1.0 g C exported g^{-1} C-eq emitted) but methods of fertilisation and the proportion of total biomass exported differ.

Maize alone or in combination with fennel or rye-grass never exceed CPs above 1.6 g C exported g^{-1} C-eq emitted. In this study, combining maize with rye-grass or growing maize alone, did not affect CP on an annual basis. Finally, sorghum produced 2.8 g C g^{-1} C-eq emitted and rice had a negative CP, meaning that it was fixing GHGs and producing biomass. For the reasons mentioned above, this later result should be considered with much caution.

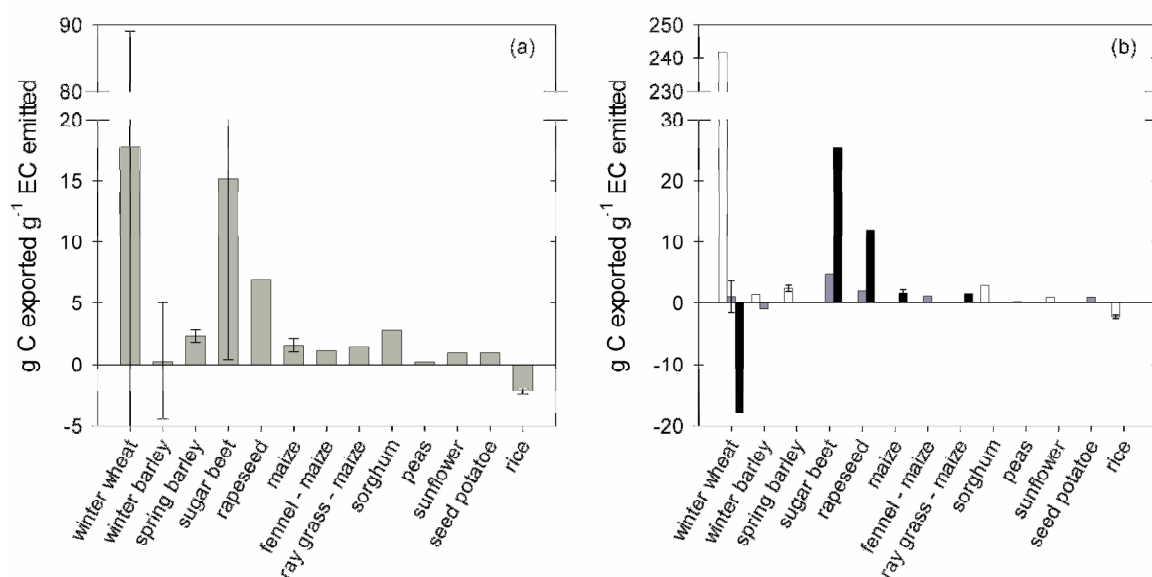


Figure 4: a) Mean crop performance per crop species calculated as the ratio between C exported during harvest over annual GHG emissions calculated in EC. b) Mean crop performance per crop species for crops that only received mineral fertilisation and for which only grains were removed (white bars), for crops that only received mineral fertilisation and for which grains and straw were removed (grey bars) and for crops that received both mineral and organic fertilisation and for which grains and straw were removed. Vertical full lines (error bars) are \pm the standard deviation of each measurement mean. They were calculated when the number of sites per crop species was ≥ 3 .

6. Discussion

In this study, we assessed for the first time the effects of management practices on greenhouse gas emissions by analysing NEP obtained from eddy covariance determinations, lateral fluxes due to harvest and manure, and GHG emissions produced by farm operations and decomposition of crop residues for 15 European cropland sites. These cover a large climate gradient, a variety of crops and cropland management practices, including 14 different crop species and covering 41 site-years. Most of those sites were converted to cropland several decades ago therefore it could have been expected that the soils are close to equilibrium with respect to carbon.

The crops species that we studied represent more than 73% of the cropping areas (FAOSTAT, 2009) in Europe (EU 27) and more than 59% of the arable lands (EUROSTAT, 2008) from 8 of the 9 countries covered by this study (no data available for Switzerland in the EUROSTAT database). Whilst these sites may be broadly representative of the area covered by wheat (25.1% of arable lands against 26.8% in this study), winter and spring barley (14.8% against 14.6% in this study) and rapeseed (4.4% against 4.9% in this study), they overestimate maize, rice potato and sugar beet (differences in surface area of 8.4, 9.1, 3.2 and 2.2%, respectively; EUROSTAT (2008)). Moreover, maize sites were not representative of maize grown in Europe since on all our sites maize was used for silage whereas it only represents 46% of the maize area in the countries contributing to our study. Representativity is also discussed in Kutsch *et al.* (2009) who focused on NECB of full crop rotations.

6.1. Net ecosystem production

In this study, most NEPs were negative corresponding to a sink activity for atmospheric CO₂ by the crops, which is consistent with other studies on maize-soybean rotations in north America (Baker & Griffis, 2005; Bernacchi *et al.*, 2005; Hollinger *et al.*, 2005; Pattey *et al.*, 2002; Suyker *et al.*, 2005; Suyker *et al.*, 2004; Verma *et al.*, 2005), rice (Saito *et al.*, 2005), winter wheat and triticale (Ammann *et al.*, 1996; Anthoni *et al.*, 2004a; Baldocchi, 1994). However, NEPs were positive for several crops. The reasons for positive or negative NEPs are various and can be a combination of several factors as discussed above or in other papers in this issue (Eugster *et al.*, 2009; Kutsch *et al.*, 2009; Lanigan *et al.*, 2009). The number of days of active vegetation cover was identified as one of the factors influencing NEP in this study.

In general, NEP increased, in absolute values, with NDAV for winter crops. However, two points corresponding to winter wheat grown at Oensingen and Risbyholm in 2006-2007 seem to be outside the relationship between NDAV and NEP. Since potato and winter wheat were not harvested the year before at Oensingen and that year at Risbyholm, respectively, heterotrophic respiration may

have been a significant component in 2006-2007 at Oensingen and during the late season at Risbyholm, thereby decreasing NEP. There was only one positive NEP value for winter crops, corresponding to winter wheat at Gebesee in 2006-2007. This is probably the consequence of a late sowing because the previous crop (sugar beet) was harvested in late autumn. Finally, rapeseed grown at Risbyholm was considered as a summer crop because it was sown in May. Since the growing season was much shorter for rapeseed grown at Risbyholm compared to the one grown at Klingenberg it probably explains why NEP at Risbyholm was much lower than at Klingenberg.

Pea had the highest positive NEP value and sunflower was close to equilibrium ($-8.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). The likely reason for this is that both crops had a rather short growing season with low LAI values (data not shown). Moreover, sunflower and rather low photosynthesis rates compared to most other crops (Béziat *et al.*, 2009). Therefore, C assimilated during the growing season is compensated by small C losses of a longer duration during the extended period with bare soil or limited vegetation cover.

NEP for maize was on average $-141 \pm 200 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, but variability between sites was very large. At Klingenberg a hail event in July 2007 caused significant damage to the maize plants, inducing a reduction in LAI and probably a reduction in C net fixation. Overall, the values observed on our sites are lower than those found in the literature which vary between -381 and $-572 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ in Verma *et al.* (2005) for the Mead sites in Nebraska, USA. However as discussed in Béziat *et al.* (2009) for Lamasquère, the sites in this study were rain-fed or received less irrigation (Table 1) compared to the Mead site with irrigation ranging between 302 and 378 mm. Therefore more irrigation would probably improve the C balance for maize.

Rice was the crop with the lowest mean NEP value. The presence of water covering the ground at the El Saler Sueca site during the rice vegetation period reduced both ecosystem respiration, the lowest values of all sites (Eugster *et al.*, 2009), and photosynthesis limitation (less stomata regulation), enhancing NEP. Algal and cyanobacterial photosynthesis, both present in the water column, may also have contributed to an increased photosynthesis.

In some occasions, re-growth events and weeds development increased the number of days of active vegetation but those events are very dependent on climate and are usually interrupted by soil preparation prior to the sowing of the next crop (Lanigan *et al.*, 2009). Béziat *et al.* (2009) estimated that re-growth events and weeds development caused a net fixation of approximately $50 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ after triticale at Lamasquère in 2005-2006. This re-growth occurred because the summer was relatively wet and because soil preparation occurred late in the season. Soil preparation, disking, stubble cultivation or use of herbicide may delay, prevent or interrupts voluntary re-growth and kill weeds. Therefore, postponing the operations or encouraging intercrops such as fennel or rye-grass as in Cioffi or Phacelia/clover based mixture as in Oensingen can improve the carbon balance of croplands (Note, not the CROP itself, but the ecosystem). When maize was combined with intercrops as in Cioffi, NDAV increased as well as NEP compared to other sites where no cover crop was grown.

Since NEP is on average the second most important term in the NECB and GHG budget calculation, it is important to estimate it accurately. Differences in integration periods or gapfilling methods produce differences in NEP. In Béziat *et al.* (2009), NEP for sunflower was found to be $28 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ compared to $-8.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ in this study because of small differences in the integration periods. With different integration periods Aubinet *et al.* (2009) also calculated slightly different NEP values for Lonzeé and Klingenberg, respectively. Differences in gapfilling methods also produced differences in NEP values for sugar beet between this study and Moureaux *et al.* (2006). Uncertainties in NEP measurements by means of eddy-covariance caused by systematic as well as random errors (Osborne *et al.*, 2009) have been discussed in recent years (Aubinet, 2008; Béziat *et al.*, 2009; Finnigan, 2008; Hollinger & Richardson, 2005; Lasslop *et al.*, 2008; Moureaux *et al.*, 2008; Richardson & Hollinger, 2007; Richardson *et al.*, 2006b; VanGorsel *et al.*, 2007) and are summarised in Kutsch *et al.* (2009).

6.2. NECB and NBP

On average, NECB for the crops examined was $127 \pm 243 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, corresponding to a C source, but the uncertainty surrounding this estimate was larger than the source itself. Considering a mean soil organic C content of 5300 g C m^{-2} (53 t of organic C ha^{-1} to a depth of 30cm; (Smith *et al.*, 2000)) in European agricultural soils, the mean NECB would correspond to an annual loss of $2.4 \pm 4.6 \%$ of the soil organic C content. Of course, this mean value should be considered with caution since in this study, crop species, soil conditions and management practices are probably not fully representative of the different croplands over Europe (Kutsch *et al.*, 2009; Osborne *et al.*, 2009). However, the variability around this mean is probably rather representative of the variability in NECB for European croplands, and also reflects the short-term (year-to-year) variability in NECB. Clearly, determinations made over longer time periods would be required before a robust assessment of the sustainability of current land use practices could be quantified (Eugster *et al.*, 2009). If our results are considered to be representative for European croplands, this result may be surprising, since cropland soils in Europe would be expected to be close to equilibrium with respect to carbon, because the sites have been managed as croplands for many years.

Kutsch *et al.* (2009) found slightly lower but still positive values of average NECB ($91 \pm 203 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) for eight sites with at least for years of continuous measurements. Our results confirm a previous study by Janssens *et al.* (2003) who estimated a NECB of $90 \pm 50 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for European croplands. However, they contrast with more recent studies based on modelling and carbon inventories suggesting that European cropland soils are close to equilibrium, being either small sources (Bondeau *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2005a) or a small sinks (Ciais *et al.*, 2005; Gervois *et al.*, 2008). This difference may be explained either because the soil characteristics, management practices, and

climatic conditions of the sites used in the current study are not representative of those found across the EU and/or by the difficulty that models have to represent the variability of NEP or the different management practices used. Moreover, it is worth noting that uncertainties on C exports (58% of NECB) and C inputs (5% of NECB) are proportionally probably bigger than the uncertainty in NEP for most sites. In a recent study, Béziat *et al.* (2009) found that uncertainties in C removal by harvest and in C inputs as organic fertilisation caused larger uncertainties for NBP than for NEP. Moreover, Aubinet *et al.* (2009) found an overall C budget error of $\pm 140 \text{ g C m}^{-2}$ for 4 years of crop rotation which might be exceeded for some of the sites examined in the current study.

In the literature, as in our study, contrasting NECBs and NBPs were found in association with different management practices, crops and cropping systems. In the USA, for example, some maize/soybean rotations were found to be low, although non-significant, carbon sinks (Baker & Griffis, 2005; Dobermann *et al.*, 2006; Hollinger *et al.*, 2005, , 2006) and others were low, but non-significant, carbon sources (Grant *et al.*, 2007; Verma *et al.*, 2005). At these sites in the USA the crops received mineral fertilisation and only grains were exported. In contrast, a carbon source was reported in north China (Jun *et al.*, 2006) over winter wheat/maize rotations (grain exportation, fertilisation not specified) with NBP ranging from 108 to $341 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Finally, at Lonzée for the full four-year rotation receiving mineral fertilisation, (Aubinet *et al.*, 2009) observed a mean NBP of $42 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. However they concluded that the warm 2006-2007 winter may have led to an underestimation of what might be regarded as more typical NBP values; by substituting the 2004-2005 winter for that of 2006-2007 NBP was found to be $90 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$.

Climate but also management can cause large differences in NECB among sites and for a similar crop. For all crops, organic fertilisation tended to lower NECB (Figure 3). In most cases, the fate of the harvestable product drives the proportion of NPP that will be exported, thereby influencing NECB. For farms specialised in cereal production, it is more likely that only the grains will be exported so that most of the biomass (approximately two third of the total biomass including roots) produced on the field could potentially remain there, most of it being progressively decomposed but a small part of it increasing the soil carbon pool (Osborne *et al.*, 2009). However, in a number of situations, baled straw may be removed for commercial and/or local reasons. Fields where the biomass is exported for silage or biomass energy will lose, at harvest, most of the C fixed by the plant during the growing season. If this loss of C is not compensated by animal manure application, it is more likely that NECB will correspond to C losses from the soil.

6.3. Emissions from farm operations

Collecting information on farm operations for all sites and years, and estimating associated GHG emission for all of them represented a huge task. Some emission factors could not be found in

the literature (for instance EFs for some pesticides or EFs for lime associated with sugar factory waste) and there is certainly a lack of updated emission factors for pesticide and fertiliser production, or the manufacture of machinery, etc for the actual C cost to be quantified with any accuracy. For instance, many EFs used in this study for pesticides are from a 12 year old study (Gaillard *et al.*, 1997). On average, emissions from farm operations represented 33% of the final GHG budget value. A realistic 30% error on EFs would change the GHG budget by 10%. Therefore efforts should be made to improve the estimates of the emission factors for the different farm operations.

Unfortunately, since N₂O and CH₄ emissions were not measured continuously on the sites examined they had to be estimated from EFs found in the literature. However EFs for N₂O emissions may vary a considerably depending on soil conditions and sources of nitrogen (Kuikman *et al.*, 2006). Since we estimated that N₂O emissions represented on average close to 50% of EFOs, efforts should be made to generalize their measurements at crop sites in order to assess the GHG budget. Similarly, since methane emissions may have represented close to 10% of the GHG budget for rice crops according to EFs found in the literature, measuring them for rice paddies would improve an assessment of their GHG budget. Methods for measuring N₂O and CH₄ fluxes are listed in (Smith *et al.* (2009).

6.4. GHG budgets

The mean total GHG budget was 190 ± 257 g C-eq m⁻² yr⁻¹, so on average, crops acted as GHGs sources. NEP and C export represented on average 88% of the negative and positive radiative forcing, respectively. The biggest proportion of additional emissions from farm operations was fertilization and N₂O emissions from fertilisers. Comparing sites where only organic and only mineral fertilisers were used, we could confirm the results by Stout (1990), that energy input associated with nutrients derived from animal manure is less than that with the use of chemical fertilizers (energy for application of fertilizers is not included).

From our results, it is obvious that calculating C budgets for crops and associated agricultural activities without considering biospheric fluxes, and particularly net CO₂ exchanges between crops and the atmosphere, would strongly overestimate total GHG emissions. In this study, it corresponds to a 250% overestimation of the mean GHG emissions. Therefore, taking into account NEP is absolutely essential when assessing C or GHG budgets for crops and especially for energy crops when they are compared to other energy sources. The cost of transformation of the products leaving the field also has to be taken into account, but that is beyond the scope of this study (Hillier *et al.*, 2009). Crops having very negative NEPs did not systematically have the best potential for fixing C (low or negative NECBs) and were not necessarily the most efficient crops in terms of total GHG budget. However, when net assimilation from fallow crop or voluntary re-growth was accounted for in NEP (and

therefore in total GHG budget) C budgets were improved. Therefore, encouraging or preserving vegetation cover on croplands could improve C or GHGs budgets, assuming this does not generate additional emissions such as EFOs that could counteract this C benefit.

This study also emphasises that the modelling of NECB or total GHG budget for croplands at regional to continental scales is a real challenge, because if NEP has to be represented as accurately as possible, it is also essential to have a good representation of 1) the variability in management that determines C inputs and exports, and 2) the variability in emissions caused by farm operations.

6.5. Crop performance

Calculation of the GHG budgets allowed us to compare crop performances (CP) and their variability with management regimes. CPs varied greatly among crops but also with management regimes. It was surprising that winter wheat and other cereals differ so much in CP, and causes for such large differences merits further investigation in the future. As expected, straw removal decreased CP for wheat when only mineral fertilizers were used because the immediate effect on GHG budget of C export was not compensated for by a reduction in mineralization of straw affecting NEP. Additionally, organic fertilization increased CP for all crops. Indeed organic fertilization reduced GHG emissions because benefits from the amount of C imported as manure was not offset by N₂O emissions associated with fertilizer application, or emissions associated with manure production. From our data it was not possible to draw general conclusions on which fertilization method had a more beneficial effect on crop production.

Of course, part of the variability in CP is caused by differences in factors such as soil, climate and management. Studies comparing CP for different crops, in similar climatic and soil conditions, and for comparable management regime are needed to better understand this variability. For instance, it would be interesting to compare CP for sunflower and rapeseed with similar management in a perspective of producing oil for use as bio-fuel. Similarly, effects of different management regimes on CP for a single crop should be investigated at the same site. For these reasons, and because our dataset is too small for most crop species, CPs from this study should not be considered definitive. Finally, it would be useful to develop a framework for the comparison of crops for performances with respect to GHG budget, or other criteria like water use efficiency to develop a broader vision of the impacts of crop production on environment.

7. Conclusion

In this study, combining NEE flux measurements integrated over one year together with lateral C flux inventories at plot scale allowed us to estimate yearly net cropland carbon budgets for a range of sites in Europe. Croplands proved to be C sources ($127 \pm 243 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) but the uncertainty surrounding this estimate was larger than the source itself. This variability was caused by differences in climatic conditions, management regimes and crop species. Of course longer integration periods are necessary to assess NBP and to evaluate climatic variability effect on NECB and NBP, but since detecting short term changes in soil C stocks using conventional means is problematic (Garten & Wullschlegel, 1999) and generally requires even longer integration periods to detect significant soil C changes (Smith, 2004), there is a real need for similar studies to evaluate the potential of croplands to store or release carbon for different soil conditions, crop species and management regimes.

Additionally, efforts should be made to measure systematically other GHGs fluxes at plot scale and to update emission factors for a range of farm operations, in order to reduce uncertainties on croplands total GHG budget (Osborne *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2009). With a relatively simple but exhaustive approach to evaluate GHG emissions caused by farm operations, we were able to estimate the GHG budget for 41 site-years covering most of the common crops grown in Europe, and the main management regimes. The total GHG budget was estimated to be, on average, $190 \pm 257 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Taking into account all of these terms is absolutely essential when assessing GHG budgets for crops and especially for energy crops when they are compared to other energy sources.

Finally, crops performances, *i.e.* GHG emissions per production unit, were compared for several crop species and management regimes. Data for most crop species are too scarce at the moment to use those numbers as emission factors to assess the impact of crop production on climate, but in the future this approach could be generalized.

8. Acknowledgements

We would like to thank all our technical staffs and the farmers for giving us access to their fields and for the time they have spent on giving us information concerning management. This work was made possible through the support of the CARBOEUROPE-IP (GOCE-CT-2003-505572) European FP7 Program, the French Ministry in charge of Environment (GICC programme), the Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), the Institut National des Sciences de l'Univers (INSU), and the Région Midi-Pyrénées Council. Foundation CEAM has been supported by the programs CONSOLIDER-INGENIO 2010 (GRACCIE), BALANGEIS (SUM2006-00030-C02) and CARBORED-ES (CGL2006-14195-C02-01). Pete Smith is a Royal Society-Wolfson Research Merit Award holder.

**Chapitre 3. Analyse des flux, bilans
et efficacités de l'utilisation de
l'eau à l'échelle de la parcelle
agricole**

Crops evapotranspiration partitioning and comparison of different water use efficiency approaches

Pierre Beziat ^a, Vincent Rivalland ^a, Nathalie Jarosz ^a, Eric Ceschia ^{a,*}, Gilles Boulet ^a, Pierre Gentine ^b

^a *Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère (CESBIO), 18 avenue Edouard Belin bpi 2801, 31401 Toulouse cedex 9, France*

^b *Department of Applied Physics and Applied Mathematics, Columbia University, New York, NY 10027, USA*

Pour soumission à Agricultural and Forest Meteorology

* Corresponding author:

Mail: Centre d'Etudes Spatiale de la BIOSphère (CESBIO),

18 avenue Edouard Belin bpi 2801,

31401 Toulouse cedex 9, France

Email: eric.ceschia@cesbio.cnrs.fr

Telephone: 0033 5 61 55 85 27

Fax: 0033 5 61 55 85 00

1. Résumé en Français

Dans le contexte des changements climatiques et des limitations de la ressource en eau pour l'agriculture, l'analyse et l'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'eau (WUE pour Water Use Efficiency en anglais) des agrosystèmes est essentielle. Les deux buts principaux de cette étude sont 1) d'évaluer la contribution des différents termes du bilan d'eau des agrosystèmes et 2) d'analyser et de comparer les WUE calculés pour les plantes (WUE_{plt}), pour l'écosystème (WUE_{eco}) et d'un point de vue agronomique (WUE_{agro}), pour différentes cultures, pendant la saison de végétation et à l'échelle annuelle, et d'évaluer l'impact environnemental des rotations de cultures et des périodes d'inter cultures sur WUE_{eco} et WUE_{agro} .

Pour atteindre ce but, des mesures de flux de CO_2 et d'eau par la méthode des fluctuations turbulentes ont été effectuées pour des cultures de blé d'hiver, de maïs et de tournesol sur les parcelles expérimentales d'Auradé et de Lamasquère situées près de Toulouse, entre Octobre 2005 et Septembre 2007. Pour calculer WUE_{plt} , une estimation de la transpiration des plantes (TR) est nécessaire. Ainsi, une nouvelle méthode de décomposition de l'évapotranspiration (ETR) en évaporation du sol (E) et TR, basée sur des tables de références glissantes (MDS pour Marginal Distribution Sampling en anglais) a été testée et évaluée par comparaison avec les sorties du modèle mécaniste double source ICARE-SVAT.

Les résultats de la décomposition de ETR montrent un bon accord entre les deux méthodes de décomposition de l'ETR et la méthode MDS se révèle être un outil intéressant et robuste avec des incertitudes associées raisonnables pour l'estimation de la composante évaporation de l'écosystème. Pendant la saison de végétation, la proportion de E dans ETR était d'environ un tiers et principalement fonction de l'indice foliaire (LAI). A l'échelle annuelle la proportion de E dans ETR atteignait plus de 50 % et était sensible principalement au LAI ainsi qu'à la durée et à la répartition des périodes de sol nu dans l'année.

Les valeurs de WUE_{plt} étaient comprises entre $-4.3 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ pour le maïs et $-5.8 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ pour le blé d'hiver. Ces valeurs étaient fortement dépendantes des conditions météorologiques (principalement le déficit de vapeur d'eau) à l'échelle journalière et saisonnière. Quand les valeurs de WUE_{plt} sont normalisées par le déficit de vapeur d'eau pour réduire les effets dus à la variabilité climatique saisonnière et interannuelle, le maïs (photosynthèse C4) avait l'efficacité la plus importante. Les valeurs de WUE pour l'écosystème étaient plus faibles que les valeurs de WUE des plantes à cause des pertes d'eau par E et des pertes de carbone à travers la respiration de l'écosystème. Cette observation était d'autant plus prononcée à l'échelle annuelle car les périodes de sol nu, durant lesquelles seuls ces processus sont présents, étaient prises en compte dans le calcul. Les valeurs de WUE_{eco} étaient comprises entre $-0.4 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ pour le tournesol et $-1.3 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ pour les

cultures de blé d'hiver, à l'échelle de la saison de végétation et entre $0.1 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ pour le tournesol et $-0.7 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ pour les cultures de blé d'hiver, à l'échelle annuelle.

Pour avoir un point de vue plus global sur le fonctionnement des agrosystèmes, les imports de carbone à travers la fertilisation organique et les exports de carbone au moment de la récolte, la production nette du biome (NBP pour Net Biome Production en anglais) a été considérée dans le calcul de WUE à l'échelle de l'écosystème (WUE_{NBP}). Cette considération environnementale de WUE diminuait considérablement l'efficacité de l'utilisation de l'eau de l'écosystème, spécialement pour les cultures avec des exportations de biomasse importantes, comme dans le cas du maïs utilisé pour l'ensilage à Lamasquère pendant l'année 2005-2006. Finalement, les approches environnementales et agronomiques de WUE ont été comparées et discutées. Elles mettent en évidence que les cultures qui ont la meilleure efficacité agronomique (par exemple le maïs utilisé pour l'ensilage) peuvent parallèlement avoir la pire efficacité environnementale (WUE_{NBP}). Ces observations montrent l'importance de concilier ces différentes approches dans une perspective de développement durable.

2. Abstract

In the context of climate changes and water resource limitations for agriculture, agro-ecosystems water use efficiency (WUE) assessment and improvement is essential. The principal aims of this study were to 1) assess the different components of the agrosystem water budget and 2) analyse and compare the WUE calculated for plants (WUE_{plt}), WUE for the ecosystem (WUE_{eco}) and WUE from an agronomical point of view (WUE_{agro}) for several crops during the growing season and at annual time scale, and to evaluate the environmental impacts of crop rotations and intercrop on WUE_{eco} and WUE_{agro} .

To achieve this goal, EC measurements of CO_2 and water fluxes were performed above winter wheat, maize and sunflower at Auradé and Lamasquère sites in south west France. To infer WUE_{plt} , an estimation of plant transpiration (TR) is needed, so a new methodology of ETR partitioning between soil evaporation (E) and TR based on marginal distribution sampling (MDS) was tested and evaluated against the ICARE-SVAT double source mechanistic model.

Results showed good agreement between both partitioning methods and MDS proved to be a convenient and robust tool with reasonable associated uncertainties for estimating E. During the growing season, the proportion of E in ETR was around one third, varying mainly with crop leaf area. When calculated at the annual scale, the proportion of E in ETR reached more than 50 %, depending on both crop leaf area and bare soil duration and distribution within the year. WUE_{plt} values ranged between $-4.3 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ for maize and $-5.8 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ for winter wheat. It was strongly dependant on meteorological conditions (mainly vapour pressure deficit) at both daily and seasonal time scale. When normalised by vapour pressure deficit to reduce climatic variability effect on WUE_{plt} , maize (C4 photosynthesis crop) had the highest efficiency. WUE values were lower at the ecosystem level than at the plant level because of water loss through E and carbon release through ecosystem respiration. This observation was even more pronounced at the annual time scale because bare soil periods were included in the calculation. To account for carbon input through organic fertilisation and output through biomass exportation during harvest, net biome production (NBP) was considered in the calculation of ecosystem WUE (WUE_{NBP}). This environmental WUE consideration markedly decreased the efficiency of the ecosystem, especially for crops with important carbon exports as observed for the maize used for silaging at Lamasquère during the year 2005-2006. Finally, the environmental and the agronomical WUE approaches were compared and discussed considering the different processes accounted for by both considerations.

Keywords: Crop; Water use efficiency; Evapotranspiration; Transpiration; Evaporation; Eddy covariance

3. Introduction

Limitation of water resources for agriculture has become a major issue as earth population and therefore food demand has increased. Moreover, as observed and predicted, climate changes will impact both temperature means and standard deviations, amounts and distributions of precipitations and atmospheric CO₂ concentration (IPCC, 2007); therefore agriculture will be strongly impacted by these changes (Brouder & Volenec, 2008). In this context, quantifying and understanding determinants of water cycles as well as water use efficiency (WUE) over croplands is essential to face both agro-economical and environmental problems.

WUE for crop productions is a key variable that has focused agronomical research since the beginning of the 20th century (Steiner & Hatfield, 2008). Still, many definitions of WUE have been proposed depending on the time and space scales considered and depending on the objectives of the investigators (Katerji *et al.*, 2008; Ritchie & Basso, 2008; Sinclair *et al.*, 1984; Tambussi *et al.*, 2007). For agro-ecosystems, three main approaches of WUE have been considered.

The most commonly used WUE is based on an agronomical approach (WUE_{agro}), considering biomass production per amount of water use at the plot scale:

$$WUE_{agro} = \text{biomass production} / \text{water used} \quad (1)$$

Here, biomass can either be defined as total above ground biomass (WUE_{AGB}) or as exported (marketable) biomass (WUE_{exp}) (Katerji *et al.*, 2008). The first is more relevant for agronomical and environmental approaches and the second is more relevant for production and economical issues. Water used in this case can either be defined as evapotranspiration (ETR), that combine both plant transpiration (TR) and soil evaporation (E), or precipitations plus irrigation when ETR can not be estimated. Since the beginning of the 20th century, WUE_{agro} has been the most studied WUE for croplands, with the main underlying questions of the effects of water stress and irrigation on crop productivity (Karam *et al.*, 2007; Katerji *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2008; Pala *et al.*, 2007; Ritchie & Basso, 2008; Steiner & Hatfield, 2008; Su *et al.*, 2007; Tambussi *et al.*, 2007). However, WUE_{agro} has been most often calculated over the growing season only so the impacts of crop rotation and intercrop periods (re-growth or bare soil) on WUE at the annual time scale are usually not addressed in those studies.

In order to address specifically environmental issues associated to water cycle in the agro ecosystem (soil + plants), an ecosystem specific WUE (WUE_{eco}) has been defined (Sinclair *et al.*, 1984; Steduto & Albrizio, 2005; Steduto *et al.*, 1997). It represents the ratio between the net CO₂ fixation of the ecosystem (NEE for net ecosystem exchange), *i.e.* the difference between the net crop

photosynthesis (GEP for gross ecosystem production) and ecosystem respiration (R_E), and the water loss through ETR:

$$WUE_{eco} = NEE / ETR \quad (2)$$

Micrometeorological techniques, such as the Eddy Correlation method (EC) have allowed the monitoring of ETR and NEE continuously, over long periods (many years) on different ecosystems, allowing long term studies of WUE_{eco} . Over forests WUE_{eco} studies (Arneeth *et al.*, 2006; Baldocchi *et al.*, 1987; Jassal *et al.*, 2009; Ponton *et al.*, 2006; Reichstein *et al.*, 2007), have focused on gas exchange (CO_2 and H_2O) at canopy scale (Baldocchi *et al.*, 1987) or on response of the ecosystem to changing environment (Arneeth *et al.*, 2006; Law *et al.*, 2002; Reichstein *et al.*, 2007). More recently some studies have focused on the analysis of WUE_{eco} over agro-ecosystems and grasslands (Hu *et al.*, 2008; Hu *et al.*, 2009; Li & Yu, 2007; Steduto & Albrizio, 2005; Steduto *et al.*, 1997; Zhao *et al.*, 2007) and Beer *et al.* (2009) have introduced the notion of inherent WUE (IWUE) to account for vapour pressure deficit over a wide range of vegetation functional types and climatic conditions.

Finally, studies assessing crop varietal performance, stress tolerance and plant adaptation to climate changes (CO_2 concentration or temperature increase) usually define a specific WUE for plants (WUE_{plt}) (Tambussi *et al.*, 2007), corresponding to the ability of the canopy (or leaves) to fix carbon by the way of GEP for a given water loss through TR:

$$WUE_{plt} = GEP / TR \quad (3)$$

WUE_{plt} has mostly been studied at leaf scale for short time steps (Katerji & Bethenod, 1997; Medrano *et al.*, 2009; Qiu *et al.*, 2008; Steduto & Albrizio, 2005; Steduto *et al.*, 1997; Tambussi *et al.*, 2007) to infer environmental effects (vapour pressure deficit, temperature, CO_2 concentration...) on photosynthesis efficiency. At the canopy scale WUE_{plt} calculation requires an estimation of canopy TR and GEP that can be addressed through in situ measurements or modelling tools. GEP estimation from EC measurements has been widely used and discussed in many studies for a wide range of ecosystems (Béziat *et al.*, 2009; Desai *et al.*, 2008; Gilmanov *et al.*, 2003; Reichstein *et al.*, 2005; Richardson *et al.*, 2006a) and an exhaustive description of GEP estimation in agro-ecosystem is given in the review of Smith *et al.* (2009). For the ETR partitioning between E and TR, sapflow measurements (Granier *et al.*, 1996; Roupsard *et al.*, 2006) and isotopes techniques (Williams *et al.*, 2004) combined with EC measurements over forests have been used to estimate E and TR at the canopy scale. In other studies, two levels of EC measurements have been used to infer the TR and the WUE of the forest canopy itself (Jarosz *et al.*, 2008; Lamaud *et al.*, 1996; Roupsard *et al.*, 2006), as the fluxes from the soil and understorey may constitute a significant part of the overall ecosystem exchanges. Over croplands, gas exchange measurements at the leaf scale (Medrano *et al.*, 2009; Steduto & Albrizio, 2005; Steduto *et al.*, 1997) and lysimetry measurements (Qiu *et al.*, 2008; Steiner & Hatfield, 2008) have also been

used to infer WUE_{pit} . Empirical modelling approaches based on energy balance formulations (Li *et al.*, 2008; Ritchie, 1972) have been used to estimate TR but large differences compared to TR estimation using sapflow measurements have been observed (Sauer *et al.*, 2007). When using mechanistic modelling to infer TR, one (vegetation plus soil as a whole) (Noilhan & Mahfouf, 1996; Noilhan & Planton, 1989) or two (soil plus vegetation, separately) (Gentine *et al.*, 2007; Hu *et al.*, 2009; Shuttleworth & Wallace, 1985) sources soil vegetation atmosphere transfer (SVAT) models can be used. Two sources models allow a better representation of energy budget of the soil and of the vegetation. However, even if more complex SVATs are more mechanistic, they need more input parameters and calibrations. Still all of these TR estimation methods raise questions about their spatial representativeness when TR is measured and of the generalisation of their application or of their complexity when modelling tools are used.

In the present study, the main objectives were to 1) assess the different components of the agrosystem water budget and 2) analyse and compare the different WUE approaches (Equations (1), (2) and (3)), for several crops during the growing season and at annual time scale, in order to compare plant WUE and evaluate the environmental impacts of crop rotations and intercrop (re-growth or bare soil) on WUE_{eco} and WUE_{agro} . To achieve this goal, EC measurements of CO_2 and water fluxes were performed above winter and summer crops in south west of France. From these measurements we have developed a new methodology based on marginal distribution sampling (MDS) to infer E and TR during each crop growing season, and we evaluated this methodology against mechanistic modelling using the ICARE-SVAT (Gentine *et al.*, 2007) model. Thus WUE_{pit} was calculated to compare the WUE of the different growing crops in relation to climatic conditions. Finally, WUE_{eco} was calculated considering also ecosystem carbon input through organic fertilisation and output through harvest by the calculation of the net biome production (NBP) in order to account for the impact of management in the ecosystem specific water use efficiency.

4. Material and methods

4.1. Site and measurement descriptions

Since March 2005, micrometeorological, meteorological and vegetation dynamic measurements have been performed over two cultivated plots, Auradé (43°54'97''N, 01°10'61''E) and Lamasquère (43°49'65''N, 01°23'79''E), separated by 12 km and located near Toulouse (South West France). Both sites are part of the CarboEurope-IP Regional Experiment (Dolman *et al.*, 2006) and the CarboEurope-IP Ecosystem Component. Both sites have been cultivated for more than 30 years and experience similar meteorological conditions but have different management practices, soil properties and topography. Crop rotations on both sites are quite representative of the main regional crop rotations. Data from October 2005 to October 2007 were analysed in this paper. Each crop year is defined from October to October because it begins after summer crop harvest and before the beginning of winter crop sowing. Auradé plot was cultivated with winter wheat (*Triticum aestivum L.*) from 27-Oct-2005 to 29-Jun-2006 and with sunflower (*Helianthus annuus L.*) from 11-Apr-2007 to 20-Sept-2007. Lamasquère plot was cultivated with maize (*Zea mays L.*) used for silaging from 01-May-2006 to 31-Aug-2006 and with winter wheat from 18-Oct-2006 to 15-Jul-2007. This site was irrigated in 2006 when maize was cultivated.

Turbulent fluxes of CO₂ (F_{ct}), water vapour (evapotranspiration, ETR and latent heat, LE), sensible heat (H) and momentum (τ) have been measured continuously by the EC method (Aubinet *et al.*, 2000; Baldocchi, 2003; Grelle & Lindroth, 1996; Moncrieff *et al.*, 1997). The EC devices were mounted at heights of 2.8 and 3.65 m at Auradé and Lamasquère, respectively. Instrument heights were chosen to be at least 1 m higher than crops at their maximum development. The EC system is made of a three-dimensional sonic anemometer (CSAT 3, Campbell Scientific Inc, Logan, UT, USA) and an open-path infrared gas analyzer (LI7500, LiCor, Lincoln, NE, USA). EdiRe software (Robert Clement, © 1999, University of Edinburgh, UK) was used to calculate fluxes following CarboEurope-IP recommendations. A 2D rotation was applied in order to align the streamwise wind velocity component with the direction of the mean velocity vector. Fluxes were corrected for spectral frequency loss (Moore, 1986). F_{ct} , ETR and LE fluxes were corrected for air density variations (Webb *et al.*, 1980). Fluxes filtering, quality controls and gap filling were made following CarboEurope-IP recommendations.

Standard meteorological variables in air and soil were recorded on each site to analyse and correct turbulent fluxes. Destructive vegetation measurements were operated regularly to follow biomass and surface vegetation area dynamics. A complete description of site characteristics,

management practices, measurement setups, biomass inventories, surface vegetation area measurements and fluxes filtering, quality controls and gap filling procedures were made in Béziat *et al.* (2009).

4.2. Evapotranspiration (ETR) partitioning between soil evaporation (E) and vegetation transpiration (TR)

A statistical methodology based on marginal distribution sampling (MDS) (Reichstein *et al.*, 2005) was designed to partition ETR between E and TR using meteorological variables. The general principle of MDS consists in estimating a flux data by the mean of the same fluxes under similar meteorological conditions.

In order to partition ETR, E was estimated during vegetation period (E_{MDS}) from filtered ETR data measured during bare soil periods (when ETR is reduced to its E component) with similar range of E driving variables. Bare soil periods were defined between tillage and sowing. Periods just after harvest, when stubbles were still on the ground or when re-growth events occurred, were discarded from the MDS calculation dataset. Vegetation periods, when E_{MDS} was estimated, were defined for a leaf area index (LAI) threshold above $0.2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$, and during daytime. Outside these periods, it was considered that TR was negligible and E was considered equal to gapfilled ETR.

Three variables that can be measured or estimated during both bare soil and vegetation periods were considered as driving factors for E: soil water content and temperature at 0.05 m depth (SWC_5 and T_{s5} , respectively) and net short wave radiation reaching the ground surface (RG_s). For E_{MDS} calculations, initial ranges of the E driving variables were fixed at 2 %, 1 °C and 25 W m^{-2} , for SWC_5 , T_{s5} and RG_s , respectively. As these ranges did not allow the construction of a complete E_{MDS} dataset, they were increased progressively, to threshold values of 8 %, 4 °C and 100 W m^{-2} , by steps of 2 %, 1 °C and 25 W m^{-2} for SWC_5 , T_{s5} and RG_s , respectively. If E_{MDS} were still incomplete (14.5 and 10.5 % of E_{MDS} data were missing after this step at Auradé and Lamasquère, respectively), the standard gap filling algorithm defined in Béziat *et al.* (2009), using SWC_5 , T_{s5} and RG_s as driving variables was applied. Then, during vegetation periods, TR was estimated (TR_{MDS}) as the difference between gapfilled ETR and E_{MDS} .

As RG_s was not measured directly during vegetation periods, the Taconet *et al.* (1986) two layer (soil and vegetation) radiative transfer formulation was used for its calculation:

$$RG_s = RG \cdot \frac{(1-a_s)(1-\sigma_f)}{1-\sigma_f a_s a_v} \quad (4)$$

With RG , the incident short wave solar radiation, a_s and a_v , soil and vegetation albedo, respectively, and σ_f , a shielding factor representing the radiation intercepted by the vegetation. A mean

value of a_s (0.15) was calculated from incident and reflected RG measurements during bare soil periods defined above, using a CNR1 (Kipp & Zonen, Delft, NL). A temporal dynamic of a_v was calculated based on the proportions of green leaf area index (LAI_g) and senescent (yellow) LAI (LAI_y) compared to total LAI ($LAI_{tot} = LAI_g + LAI_y$):

$$a_v = a_g \cdot \frac{LAI_g}{LAI_{tot}} + a_y \cdot \frac{LAI_y}{LAI_{tot}} \quad (5)$$

With a_g and a_y , the albedo of green and senescent vegetation, respectively. For all crops, a mean value of a_g (0.2) and a_y (0.25) was estimated from Hartmann (1994). Continuous LAI_g values were obtained by a spline interpolation of destructive LAI measurements made every two weeks. LAI_y dynamics was estimated after the maximum of LAI_g (LAI_{max}) as follow:

$$LAI_y = r \cdot LAI_{max} - LAI_g \quad (6)$$

With r , a LAI reduction coefficient accounting for surface losses caused by drying and fall of leaves during senescence. It was considered that r was varying linearly from 1 at LAI_{max} to 0.8 at harvest. Calculation of σ_f was done by means of a Beer-Lambert type law:

$$\sigma_f = 1 - e^{(-k \cdot LAI_{tot})} \quad (7)$$

With k , the extinction coefficient by LAI_{tot} unit, according to incident direction (Ω_s) = (θ_s, ϕ_s : the zenithal and azimuthal angles, respectively). The k formulation proposed by Goudriaan (1977) was used:

$$k = \frac{G(\Omega_s) \cdot \sqrt{1-a_v}}{\cos\theta_s} \quad (8)$$

With $G(\Omega_s)$, the ratio of effective LAI_{tot} according to Ω_s . In our case, leaf orientation was supposed azimuthally symmetrical and spherical, therefore $G(\Omega_s) = G(\theta_s) = 0.5$. The $\sqrt{1-a_v}$ term was introduced by Goudriaan to account for the diffusion influences on transmittance.

4.3. SVAT model description and calibration

The model proposed in this study to partition of ETR between TR and E is a Soil Vegetation Atmosphere Transfer (SVAT) model based on ISBA (Noilhan & Mahfouf, 1996; Noilhan & Planton, 1989) model formalism. This model, called ICARE-SVAT, was modified by Gentine *et al* (2007) to take into account two sources (soil and vegetation) for the resolution of the energy budget according to

Shuttleworth & Wallace (1985), in order to better estimate the repartition of energy and radiative temperature between soil and vegetation. As in the original ISBA scheme (Noilhan & Planton, 1989), ICARE-SVAT soil is composed of two layers, a surface and a deep layer. Soil water content and temperature dynamics are solved following the "force-restore" method applied by (Deardorff, 1977). Evapotranspiration and sensible heat flux are controlled by a succession of resistances providing a simple but physically realistic description of the transition of energy and mass between bare soil and closed canopy. There are five resistances involved in this model (Figure 1): the canopy stomatal resistance (r_{sto} , $s\ m^{-1}$), the soil surface resistance (r_{ss} , $s\ m^{-1}$), the aerodynamic resistance between ground surface and the top of the canopy (r_{as} , $s\ m^{-1}$), the canopy boundary layer resistance (r_{ac} , $s\ m^{-1}$) and the aerodynamic resistance between the top of the canopy and a reference level above the canopy (r_a , $s\ m^{-1}$). All aerodynamic resistances are based on Choudhury & Monteith (1988) with inclusion of atmospheric static-stability correction.

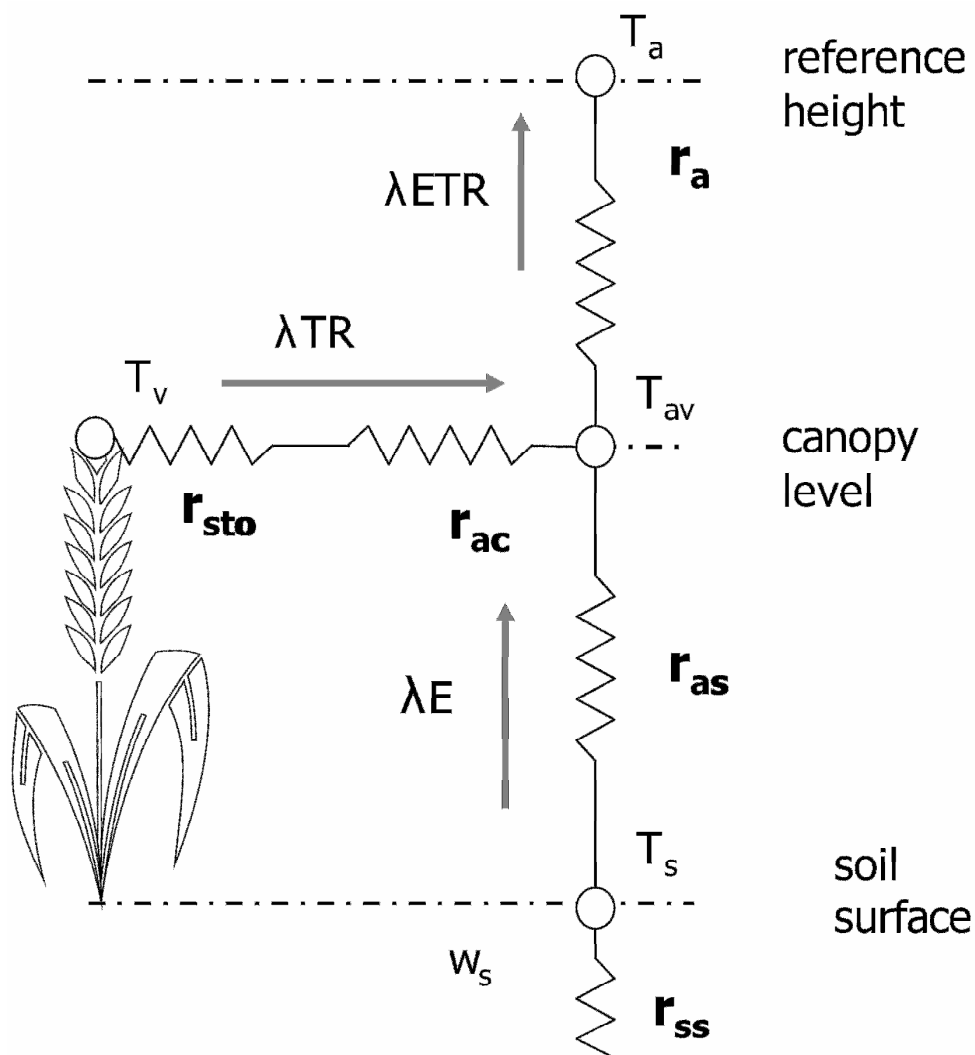


Figure 1: Schematic description of the energy partitioning with the ICARE model. λETR is the latent heat flux (evapotranspiration) composed of λTR (transpiration) from the vegetation and λE (evaporation) from the soil.

Three resistances are critical for this study because of their importance in the partitioning of ETR between E and TR. The first resistance is r_{ss} , which control soil evaporation. It was formulated as an exponential function of relative surface soil water content (Passerat De Silans *et al.*, 1989):

$$r_{ss} = e \left(A_{rss} \left(1 - \frac{w_s}{w_{sat}} \right) \right) \quad (9)$$

with, w_s and w_{sat} the near surface soil water content and soil porosity ($m^3 m^{-3}$), respectively, and A_{rss} an empirical factor. The second resistance is r_{sto} , which is extremely important for the canopy state variable dynamics law that first of all controls TR. The r_{sto} parameter was expressed as:

$$r_{sto} = \frac{r_{smin}}{LAI_g} f_1(RG) f_2(SWC) f_3(VPD) f_4(T_a, T_c) \quad (10)$$

With r_{smin} , the minimum stomatal resistance and f_i , the stress functions depending on RG, the current SWC in the rooting zone and SWC at wilting point (w_{wilt}), vapour pressure deficit (VPD) and temperature of air and canopy (T_a and T_c , respectively) following the Jarvis (1976) representation as presented in Noilhan & Planton (1989). The third resistance was r_a , which controls both TR and E for water balance. It was calculated from the formulation presented in Gentine *et al.* (2007):

$$r_a = \frac{\ln \left(\frac{z_r - d}{z_0 / z_{0h}} \right) - \psi_h \left(\frac{z_r - d}{L_{mo}} \right)}{Ku^*} \quad (11)$$

With z_r and d the reference and displacement height, respectively, z_0 and z_{0h} , the momentum and thermal roughness length, respectively, ψ_h , represent the integral adiabatic correction function for heat, L_{mo} , the Monin-Obukhov length, K , the Von Karman's constant and u^* , the friction velocity. For more details on resistance calculations and formalisms, refer to the Gentine *et al.* (2007) appendix.

In order to run the model for reliable E and TR partitioning estimations, some in-situ measured variables were forced as model input: 1) meteorological variables (incoming short wave radiation, precipitations, temperature and relative humidity of air and wind speed), measured routinely at each site at a half hourly time step, 2) vegetation dynamic variables (LAI_g , LAI_y and vegetation height) at a daily time step, interpolated from in situ measurements (see section 4.2) and 3) total (soil plus vegetation) mean daily albedo measured at each site with a CNR1 (Kipp & Zonen, Delft, NL). Short wave radiative transfer through the canopy has been estimated following the same approach as for RG_s calculation for MDS (equation (4) to (8)). For the long wave radiative transfer, the original ISBA formulation has been used. Finally, model calculates the dynamics of 1) energy balance terms: net radiation (R_n), sensible heat flux (H), latent heat flux (LE) and its both components (E and TR) and soil heat flux (G), 2) the SWC of the two soil layers (surface and rooting zone potential extraction

fixed at 1.5 m for both sites), 3) soil surface and deep temperature and canopy and radiative temperature.

In this study, model was adjusted to fit main half-hourly components of energy and water budget measured at both sites (Rn, LE, H and SWC). Optimisations of model outputs were done independently for each site (Auradé and Lamasquère). Calibration of the model parameters was performed in two steps. First step of optimisation was done only on bare soil periods defined in section 4.4 in order to fit r_{ss} and r_a to site specific soil response to E. Two parameters were considered as significant, A_{rss} and z_0/z_{0h} involved in r_{ss} and r_a formulations (Equation (9) and (11)), respectively. The second step of optimisation was done on vegetation periods in order to optimise parameters involved in TR, r_{smin} and w_{wilt} both from r_{sto} calculation (Equation (10)). Optimisation was done by maximising the sum of the Nash criterions of SWC, LE, H and Rn. The Nash criterion is given by:

$$\text{Nash} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{i=n} ((Y_i - X_i)^2)}{\sum_{i=1}^{i=n} ((Y_i - \bar{Y})^2)} \quad (12)$$

With X and Y, the simulated and observed data, respectively. The Nash criterion has the advantage to be dimensionless so addition of criterions gave the same importance to the considered variables in the optimisation process. It is also less sensible than the root mean square error (RMSE) to extremes values. Values of optimised parameters are summarized in Table 1. At the end, modelling of ETR, E and TR was done for each site with a mean of best fit parameters A_{rss} and z_0/z_{0h} of each bare soil periods and the best fit parameters, r_{smin} and w_{wilt} , specific to each crop.

Table 1: Best fit parameters from the ICARE-SVAT model resistance optimisation (see text for details) for Auradé and Lamasquère and for each crop. Global simulation parameters and bare soil parameters for the comparison with marginal distribution sampling method are reported.

Parameter	Auradé		Lamasquère	
	Winter wheat	Sunflower	Maize	Winter wheat
$A_{rss} \text{ (global)} [\ln(\text{s m}^{-1})]$		21		38
$Z_0/Z_{0h} \text{ (global)} [\text{dimensionless}]$		5		37
$A_{rss} \text{ (bare soil)} [\ln(\text{s m}^{-1})]$		20		43
$Z_0/Z_{0h} \text{ (bare soil)} [\text{dimensionless}]$		6		65
$w_{wilt} [\text{m}^3 \text{ m}^{-3}]$	0.08	0.08	0.08	0.2
$r_{smin} [\text{s m}^{-1}]$	75	66	130	48

4.4. Application and evaluation of partitioning methods

During bare soil periods, it was possible to evaluate and compare the prediction capacity of soil evaporation estimated by both MDS method and ICARE-SVAT model (E_{MDS} and E_{ICARE} , respectively). For this analysis, bare soil half hourly data were randomly split in two datasets: a calibration dataset and a validation dataset. For ICARE-SVAT, A_{rss} from r_{ss} and z_0/z_{0h} from r_a were fitted for each bare soil dataset and for each site (Table 1) with the calibration dataset. Then a simulation using mean of each bare soil dataset best fit parameters for each site was done to compare E estimations with the validation dataset.

For the other analysis, the complete bare soil dataset was used to calibrate MDS and ICARE-SVAT. At the end of 2005 at Lamasquère, a significant re-growth of weeds and previous harvested crops (Triticale) was observed on the plot between the 01-Oct-2005 and the 01-Dec-2005, corresponding to the date of ploughing. Therefore a LAI_g of $0.7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$, estimated from a hemispherical photography taken the 22-Sep-2005 was forced in both methods to estimate the partitioning between E and TR at this period. Using a constant LAI over a two months period, even if growth was limited during this part of the year, probably underestimated the true LAI as the photography was taken at the beginning of the re-growth event; however, this forcing was needed for ICARE-SVAT in order to estimate a more reliable annual ETR.

In the ICARE-SVAT model, evaporation of intercepted free water by the vegetation was accounted for in TR. In ETR measurements, this term was by a majority neglected as ETR was filtered during rain events and the following half hour. However, as the maximum annual simulated value of evaporation of intercepted free water was 17 mm at Lamasquère in 2006-2007 (3.4 % of annual simulated ETR), we assumed that this term didn't significantly affected cumulated water fluxes comparison of both partitioning methods and WUE calculations.

Statistical criteria used for evaluation and comparison of the partitioning methods against measurements and for method comparison were the slope and the intercept of the linear regression, the determination coefficient (R^2), the root mean square error (RMSE), the mean bias and the Nash criterion.

4.5. WUE calculations

WUEs were calculated from equations (1), (2) and (3). Water used considered for the calculation of WUE_{eco} and WUE_{agro} in equation (2) and (3) was ETR measured by means of EC measurements and TR estimations based on the MDS method was used for calculation of WUE_{plt} . Carbon flux measurements used for WUE calculation given in Table 2 are taken from Béziat *et al.* (2009). WUEs were calculated as cumulated values of carbon fluxes divided by cumulated water used,

at daily, seasonal and for annual time scale. WUE_{plt} , was not calculated at annual time scale because GEP and TR occurred only during the growing season. At the daily time scale, WUE_{plt} was calculated for LAI values higher than $0.2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ because TR was not calculated below this threshold. WUE_{agro} was only calculated at seasonal and annual time scale because we did not have daily values of AGB and Exp. To further investigate environmental issues, carbon input through organic fertilisation and output through Exp were accounted for in the annual net biome production (NBP) defined and calculated in Béziat *et al.* (2009): WUE_{NBP} was defined as the ratio of annual NBP to annual ETR. It was only calculated on a yearly basis because organic fertilisation occurred once a year, before crop sowing (several months in the case of maize).

Table 2: Seasonal and annual values of gross ecosystem production (GEP), net ecosystem exchange (NEE), net biome production (NBP), above ground biomass (AGB) exported biomass (Exp) and carbon input through organic fertilisation (OF) used for the different WUE calculation. Positive fluxes correspond to carbon outputs from the plot and negative fluxes to carbon inputs. AGB values were positive as they were considered as a production potentially exportable.

	GEP [g C m ⁻² y ⁻¹]	NEE [g C m ⁻² y ⁻¹]	NBP [g C m ⁻² y ⁻¹]	AGB [g C m ⁻² y ⁻¹]	Exp [g DM m ⁻² y ⁻¹]	OF [g C m ⁻² y ⁻¹]
Auradé						
winter wheat	-1022	-471		516	(1121)	279 (600)
sunflower	-710	-151		324	(700)	104 (224)
2005-2006		-324	-45			
2006-2007		28	132			
Lamasquère						
maize	-1003	-351		810	(1745)	806 (1736)
winter wheat	-1442	-538		600	(1305)	386 (836)
2005-2006		-186	372			-249
2006-2007		-369	-161			-178

5. Results and discussions

5.1. Seasonal ETR dynamics

During the growing season, ETR dynamics closely followed LAI dynamics (Figure 2). For winter wheat crops, ETR maxima (ETR_{max}) were reached in the middle of May at the beginning of senescence whereas for summer crops, maize and sunflower, ETR_{max} were reached in the middle of July, at maximum of LAI (LAI_{max}). The delay in ETR_{max} compared to LAI_{max} observed for winter wheat crops may be explained by the seasonal dynamics of net radiation (R_n) that reached its maximum by the end of June. Therefore ETR continued increasing after LAI_{max} was achieved. Then vegetation dried and net radiation was preferentially dissipated by sensible heat (H) that increased following R_n .

Mean maxima of ETR were 4.8 mm d^{-1} for winter wheat (range between 4.2 and 5.4 mm d^{-1}) and 5.3 mm d^{-1} for summer crops (5.1 and 5.6 mm d^{-1} for sunflower and maize, respectively). The difference in ETR maxima observed between the two site-years for winter wheat crops may be explained by differences in LAI (Figure 2). However, for sunflower, the low LAI_{max} of $1.7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ did not induce a proportionally lower ETR_{max} compared to other crops. This is probably caused by its high stomatal conductance that can be more than two times higher than for maize (Katerji & Bethenod, 1997). For winter wheat a similar ETR_{max} value than for our winter wheat of 4.4 mm d^{-1} was reported by Steduto & Albrizio (2005). Suyker & Verma (2008) reported ETR_{max} for summer crops ranging between 6.5 and 8 mm d^{-1} for irrigated soybean and maize respectively. Lower values at our site can be explained by lower LAI values, in particular for the maize with a LAI_{max} of $3.3 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ at Lamasquère compared to LAI values higher than $5.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ reported by Suyker & Verma (2008). The lower maize development at our site was the consequence of a lower irrigation, differences in variety and management as explained in Béziat *et al.* (2009). Steduto & Albrizio (2005) reported ETR_{max} of about 12 mm d^{-1} over sunflower and Karam *et al.* (2007) reported ETR_{max} of about 13 mm d^{-1} over irrigated sunflower. Here again, higher LAI (between 2.8 and $3.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ in Albrizio & Steduto (2005) to higher than $6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ in Karam *et al.* (2007)) can explain the differences in ETR maxima. At Auradé, integrated soil water content between 0 and 0.3 m depth ($SWC_{0,30}$) (Figure 2 c) decreased during winter wheat development, because of low precipitations and root absorption. The same observation was done for sunflower, however, because of net radiation increase and low precipitations, $SWC_{0,30}$ began to decrease before the sunflower growing season. For the same reasons, $SWC_{0,30}$ decreased at Lamasquère during spring 2006. However, during maize development, the effect of root absorption on $SWC_{0,30}$ was less visible than at Auradé because of irrigation. In spring 2007, during the

Lamasquère winter wheat development, high precipitations maintained high SWC_{0-30} values. Then, during senescence and after harvest, low precipitations and high net radiation increased E and dried the soil. Absolute values of SWC_{0-30} were higher at Lamasquère than at Auradé because of 1) a higher water retention capacity of the soil at Lamasquère due to higher clay content and 2) the proximity of the “Touch” river at Lamasquère. Therefore, this absolute difference did not necessarily induce a difference in soil water availability for plants.

During non vegetation periods, ETR (corresponding to E) varied between 0 and 2 mm d⁻¹. Those variations were partly caused by variation in net radiation. However, in October 2006 ETR maxima between 2.5 and 3 mm d⁻¹ were observed at both sites, consecutive to important rain falls (Figure 2 c). The same phenomenon was observed at Lamasquère in April 2006, before maize sowing.

5.2. Evaluation of the ICARE-SVAT model performance

Statistics of the ICARE-SVAT model outputs against measurements are given in Table 3. Overall, the different component of the energy budget were very well reproduced by the model; for both sites and both years R^2 and Nash criterion values were close to 1, with mean respective R^2 and Nash values for Rn of 0.98 and 0.98, 0.86 and 0.81 for LE and 0.76 and 0.70 for H. Model simulated Rn properly, with a mean slope of 1.00, a mean intercept of 0.97 W m⁻² and an RMSE globally lower than 30 W m⁻². However a small overestimation of Rn was observed at Auradé, especially in 2006-2007 (mean bias equal 5.67 W m⁻² for both years), and a small underestimation was observed at Lamasquère, especially in 2005-2006 (mean bias equal -3.26 W m⁻² for both years). As for Rn, a slight overestimation was observed for LE at Auradé (Figure 3) with a mean slope for this site of 1.09 and a mean bias of 3.68 W m⁻². On the contrary, at Lamasquère, the mean LE slope was 0.99 and the mean bias -2.28 W m⁻². However mean RMSE for LE on both sites and years was 30.17 W m⁻², meaning an overall good estimation of LE by the model. H was slightly overestimated for both sites-years with a mean bias of 4.74 W m⁻² but with an overall good mean RMSE of 33.55 W m⁻². G estimations were less reliable with a mean RMSE of 42.52 W m⁻² and low values of R^2 and Nash criterion (0.68 and 0.29, respectively). Similar results are commonly obtained with this kind of model (Olioso *et al.*, 2002). For SWC integrated from the surface to 1.5 m depth, ICARE-SVAT simulations were very good, with very low RMSE and bias (both of about 1 %) and high R^2 and Nash criterion (0.83 and 0.80, respectively), except for Lamasquère in 2007 that had lower statistics but for which ICARE-SVAT simulations were still acceptable.

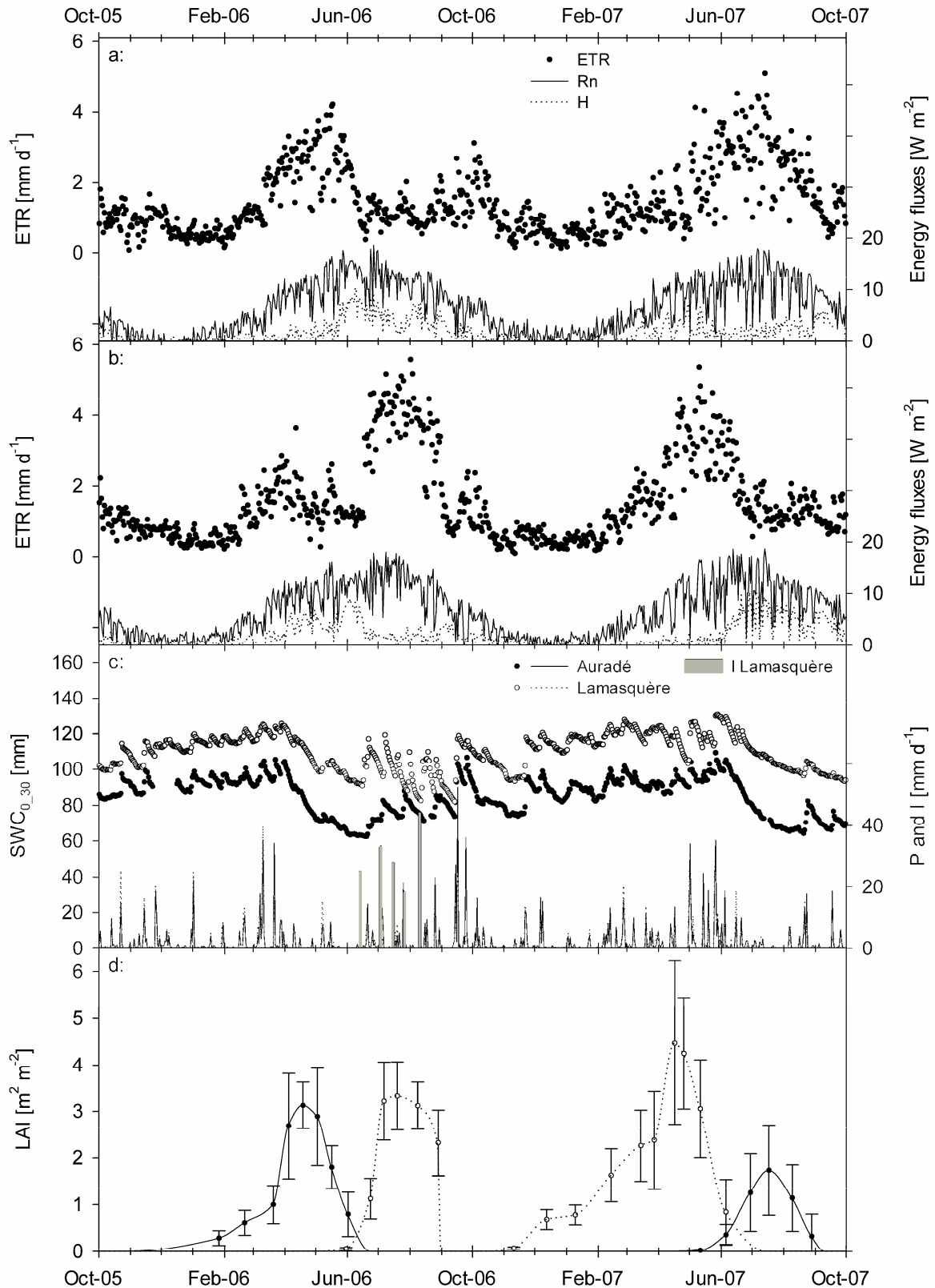


Figure 2: Seasonal dynamics of daily evapotranspiration (ETR), net radiation (R_n) and sensible heat flux (H) at Auradé (a) and Lamasquère (b), daily soil water content between 0 and 0.3 m depth (SWC_{0_30} , open and full circles), daily precipitation and Lamasquère irrigation (P, solid and dotted lines and I, grey bars, respectively) (c) and measured leaf area index (LAI, open and full circles) and interpolated LAI (solid and dotted lines) (d), from October 2005 to October 2007. In d, error bars correspond to \pm one standard deviation of the mean.

Table 3: ICARE-SVAT model evaluation for energy budget variables (net radiation (Rn), latent heat flux (LE), sensible heat flux (H), soil heat flux (G)) and for soil water content (SWC) integrated over 0 to 1.5 m depth.

	Slope	Intercept	R ²	RMSE	Bias	Nash	n
Auradé							
2005-2006							
Rn [W m ⁻²]	0.99	2.97	0.97	31.52	2.19	0.97	15535
LE [W m ⁻²]	1.11	-2.36	0.88	26.78	2.73	0.82	10948
H [W m ⁻²]	0.86	7.27	0.77	36.36	3.77	0.76	12733
G [W m ⁻²]	1.13	3.07	0.63	45.43	3.20	0.24	15707
SWC [m ³ m ⁻³]	0.86	0.04	0.92	0.01	0.00	0.92	15707
2006-2007							
Rn [W m ⁻²]	1.04	6.87	0.98	26.00	9.15	0.98	15936
LE [W m ⁻²]	1.08	0.77	0.80	37.91	4.64	0.70	11164
H [W m ⁻²]	0.98	8.16	0.66	38.02	7.91	0.48	12776
G [W m ⁻²]	1.00	0.63	0.68	36.29	0.63	0.54	17161
SWC [m ³ m ⁻³]	0.89	0.03	0.85	0.01	0.00	0.85	17161
Lamasquère							
2005-2006							
Rn [W m ⁻²]	1.00	-7.20	0.99	19.11	-7.37	0.99	16739
LE [W m ⁻²]	0.96	-1.26	0.88	29.34	-3.74	0.87	10250
H [W m ⁻²]	0.69	10.81	0.75	29.24	4.29	0.74	11809
G [W m ⁻²]	1.24	-0.29	0.70	49.62	0.16	0.28	17151
SWC [m ³ m ⁻³]	0.94	0.03	0.72	0.02	0.00	0.64	17151
2006-2007							
Rn [W m ⁻²]	0.99	1.25	0.97	25.78	0.84	0.97	17118
LE [W m ⁻²]	1.01	-1.56	0.88	26.67	-0.82	0.86	11567
H [W m ⁻²]	0.71	10.93	0.85	30.59	2.98	0.83	13397
G [W m ⁻²]	1.37	8.83	0.72	38.73	6.84	0.11	17409
SWC [m ³ m ⁻³]	0.61	0.16	0.66	0.01	0.01	0.50	17409

Table 4: Evaluation of soil evaporation (E) estimated by the marginal distribution sampling method (MDS) and with the ICARE-SVAT model against ETR measurements during bare soil and comparison of transpiration (TR) estimated by the marginal distribution sampling method (MDS) and with the ICARE-SVAT model. Bare soil corresponds to the validation bare soil dataset (see section 4.4).

	Dataset	Slope	Intercept	R ²	RMSE	Bias	Nash	n
			g H ₂ O m ⁻² s ⁻¹		g H ₂ O m ⁻² s ⁻¹	g H ₂ O m ⁻² s ⁻¹		
Aurade								
E _{ICARE} vs ETR	bare soil validation	0.71	0.003	0.76	0.012	-0.0020	0.75	3412
E _{MDS} vs ETR	bare soil validation	0.97	-0.001	0.66	0.012	-0.0018	0.50	3395
TR _{ICARE} vs TR _{MDS}	2005-2006	1.16	-0.001	0.84	0.014	0.0033	0.71	3681
TR _{ICARE} vs TR _{MDS}	2006-2007	0.88	0.006	0.64	0.019	0.0019	0.55	2730
Lamasquère								
E _{ICARE} vs ETR	bare soil validation	1.03	0.005	0.74	0.012	0.0050	0.54	2707
E _{MDS} vs ETR	bare soil validation	1.03	-0.002	0.76	0.010	-0.0011	0.67	2679
TR _{ICARE} vs TR _{MDS}	2005-2006	0.88	0.002	0.82	0.018	-0.0027	0.81	3628
TR _{ICARE} vs TR _{MDS}	2006-2007	1.04	0.000	0.84	0.015	0.0011	0.80	4708

5.3. Comparison of partitioning methods

Comparison of ICARE-SVAT and MDS with measurements during bare soil periods showed that soil evaporation was well estimated by both methods (Table 4). Mean R^2 and Nash criterion were respectively 6 and 11 % higher for ICARE-SVAT than for MDS but mean slope was 13 % higher and mean RMSE 10 % lower for MDS than for ICARE-SVAT. For both methods, slopes were very close to 1, except for ICARE-SVAT at Auradé with a slope of 0.71.

TR estimations by means of MDS and ICARE-SVAT were very similar with a mean slope for both sites and year of 0.99, a mean RMSE of $0.02 \text{ g H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ and a mean R^2 and Nash criterion of 0.79 and 0.72, respectively.

Dynamics of cumulated E, estimated by MDS (E_{MDS}) and by ICARE-SVAT (E_{ICARE}) were globally in good agreement (Figure 3). At the end of winter wheat development at Auradé in June 2006, the drying of the surface evaporative layer induced a high soil resistance to evaporation (equation (9)) that induced lower values of cumulated E_{ICARE} compared to E_{MDS} . For Lamasquère winter wheat in 2007, E_{ICARE} was lower than E_{MDS} because of important dew simulated by the model (negative E values). In the ICARE-SVAT model, this phenomenon appeared in May-2007, corresponding to a period of cool temperatures, high precipitations and high soil water content (Figure 2). Although this phenomenon could be real, its importance seemed too high as it was confirmed by the slight underestimation of ETR by ICARE-SVAT. Both phenomenon of excessive drying and dew formation could be explained by the ICARE-SVAT "force-restore" type soil water dynamic. This soil representation induced strong water exchange between the evaporative surface layer and the root transpiration layer. During periods without precipitations, it resulted in an important soil surface layer drying and therefore an important E limitation as observed for Auradé winter wheat. For Lamasquère winter wheat, because of high precipitations during spring 2007, modelled surface evaporative layer was always water saturated. It induced low soil surface temperatures (mean daily modelled soil surface temperature were on average $1.7 \text{ }^\circ\text{C}$ lower than temperature measured at 0.01 m depth between April and June 2007) and dew deposition instead of evaporation (31 % of E_{ICARE} data were negative between April and June 2007). The difference of E estimations between ICARE-SVAT and MDS at Auradé in 2007 corresponded to an ETR overestimation by ICARE-SVAT compared to observed ETR that arise before the crop was fully developed and TR values were high. Therefore, the Rn overestimation by ICARE-SVAT mentioned above (see Table 3) was probably the main cause of the ETR and E overestimation by ICARE-SVAT compared to measurement and E_{MDS} , respectively.

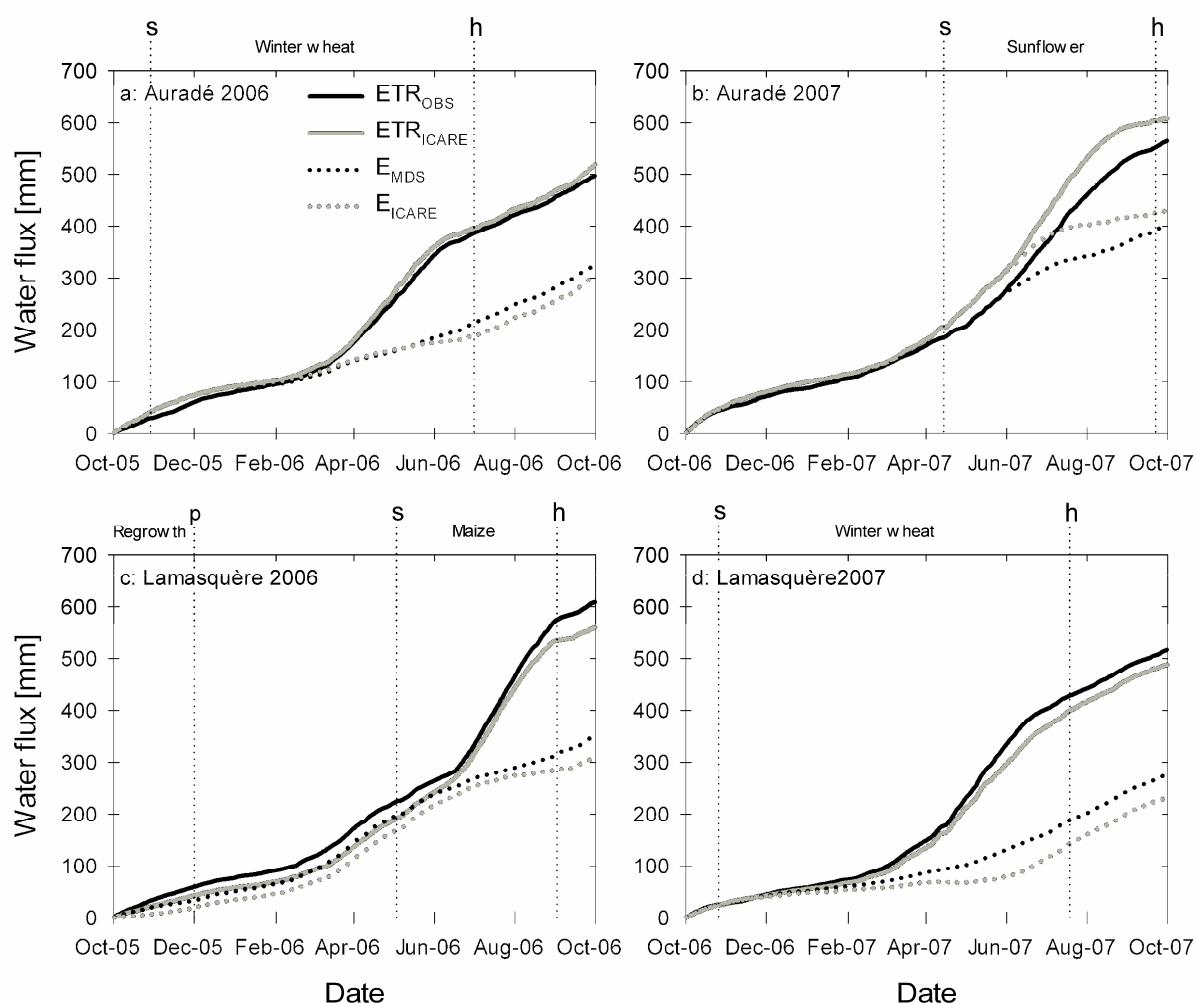


Figure 3: Comparison of cumulated evapotranspiration (ETR) measured by EC (ETR_{OBS}) and simulated with the ICARE-SVAT model (ETR_{ICARE}), and soil evaporation (E) calculated with the marginal distribution sampling method (E_{MDS}) and with the ICARE-SVAT model (E_{ICARE}) for both sites and both years. Annotations indicate date of sowing (s), harvest (h) and ploughing (p) and the name of the growing crop (or regrowth event).

On seasonal and annual basis, ICARE-SVAT and MDS partitioning between E and TR were quite comparable (Table 5). The mean absolute difference between E estimations methods was 24 mm at seasonal time scale and 30 mm at annual time scale, so a reasonable approximated uncertainty of 30 mm for the MDS estimation method can be hypothesised from this result. The higher differences observed for winter wheat at Auradé and Lamasquère was the result of particular meteorological conditions and phenomenon, for which ICARE-SVAT simulation failed as explained above, but did not induce a systematic error in MDS partitioning. However a systematic error could have been introduced as both methods were calibrated during bare soil periods and applied during vegetation periods. Radiative transfer, soil temperature and SWC dynamic were taken into account in both cases. However differences in soil texture induced by tillage and the progressive ground collapse between sowing and harvest were not considered. The soil properties and evaporation might have been impacted by these changes.

Therefore, to analyse more deeply uncertainties and process involved with both partitioning methods, separated measurements of E and TR would be needed.

Table 5: Seasonal and annual cumulated values of precipitations, evapotranspiration observed (ETR_{OBS}) and simulated by the ICARE-SVAT model (ETR_{ICARE}), soil evaporation calculated with the marginal distribution sampling method (E_{MDS}) and by the ICARE-SVAT model (E_{ICARE}) and transpiration calculated with MDS (TR_{MDS}) and by the ICARE-SVAT model (TR_{ICARE}) at Auradé and Lamasquère.

	P (+)	ETR_{OBS}		ETR_{ICARE}	E_{MDS}		E_{ICARE}	TR_{MDS}		TR_{ICARE}
	[mm]	[mm]	[% of P(+)]	[mm]	[mm]	[% of ETR_{OBS}]	[mm]	[mm]	[% of ETR_{OBS}]	[mm]
Auradé										
winter wheat	397	355	89	355	182	51	148	178	50	207
sunflower	374	368	98	403	208	57	224	163	44	179
2005-2006	684	497	73	518	324	65	307	178	36	212
2006-2007	671	564	84	608	404	72	429	163	29	179
Lamasquère										
maize	145 (+148)	351	120	345	118	34	119	235	67	225
winter wheat	531	403	76	374	162	40	117	249	62	256
2005-2006	620 (+148)	609	79	559	350	57	308	263	43	251
2006-2007	615	517	84	488	276	53	231	249	48	256

5.4. Water budget

Annual precipitations ranged between 615 mm at Lamasquère in 2006-2007 and 684 mm at Auradé in 2005-2006. ETR represented on average 80 % of water inputs (precipitation + irrigation) at annual time scale. At seasonal time scale ETR were very similar for all crops with values ranging between 350 and 400 mm. However they represented on average 83 % of water inputs during the growing season for both winter wheat and respectively 98 % and 120 % for sunflower and maize. This difference between winter and summer crop was the result of lower water inputs for summer crops than for winter crops during the growing season, even when considering irrigation and of an overall higher R_n during summer inducing higher air evaporative demand. For winter wheat, seasonal ETR were comparable to those reported by Qiu *et al.* (2008) ranging between 257.3 and 467.5 mm depending on the irrigation supply. In the study of Suyker & Verma (2009) higher ETR values were observed for summer crops compared to ours, at seasonal time scale, ranging between 431 mm for rainfed soybean to 548 mm for irrigated maize. These higher values resulted from higher water inputs and higher LAI values for their crops.

Overall, E were higher at Auradé than at Lamasquère during the growing season, probably because of lower LAI values at Auradé (especially for sunflower). Indeed, low LAI values tend to increase RG_s (see section 4.2), one of the principal driving variable of E. For both years, at Auradé, the number of days without vegetation on the plot was 338 among which 121 were in the summer months (June, July, August and September) against 277 and 109, respectively, at Lamasquère. These results explained why at annual time scale E values and the proportion of E in ETR were higher at Auradé than at Lamasquère. Differences in the proportion of E in ETR from seasonal to annual time scale was

more pronounced for summer crops because of the longer bare soil periods (re-growth period observed at Lamasquère at the end of 2005 were excluded of bare soil periods).

Lower LAI values at Auradé compared to Lamasquère can also explain lower TR values for winter wheat and sunflower, compared to Lamasquère winter wheat and maize. Moreover, maize irrigation increased water input and available water for TR. At annual time scale, longer bare soil periods for summer crops explained lower TR proportion in annual ETR at each site compared to winter wheat. The highest proportion of TR in annual ETR was for winter wheat at Lamasquère (48 %) because of an exceptional warm winter (Béziat *et al.*, 2009) that caused high LAI values even early in the growing season (Figure 2) and stayed higher than $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ from January to June 2007.

Finally, the main driving variable controlling ETR partitioning between E and TR were length of bare soil periods for the annual time scale and LAI for both seasonal and annual time scales. This last observation is confirmed by the study of Hu *et al.* (2009) over grassland, who showed that the ratio of annual E/ETR increased from 51 % to 67 % for a decrease in mean LAI from 1.9 to $0.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$.

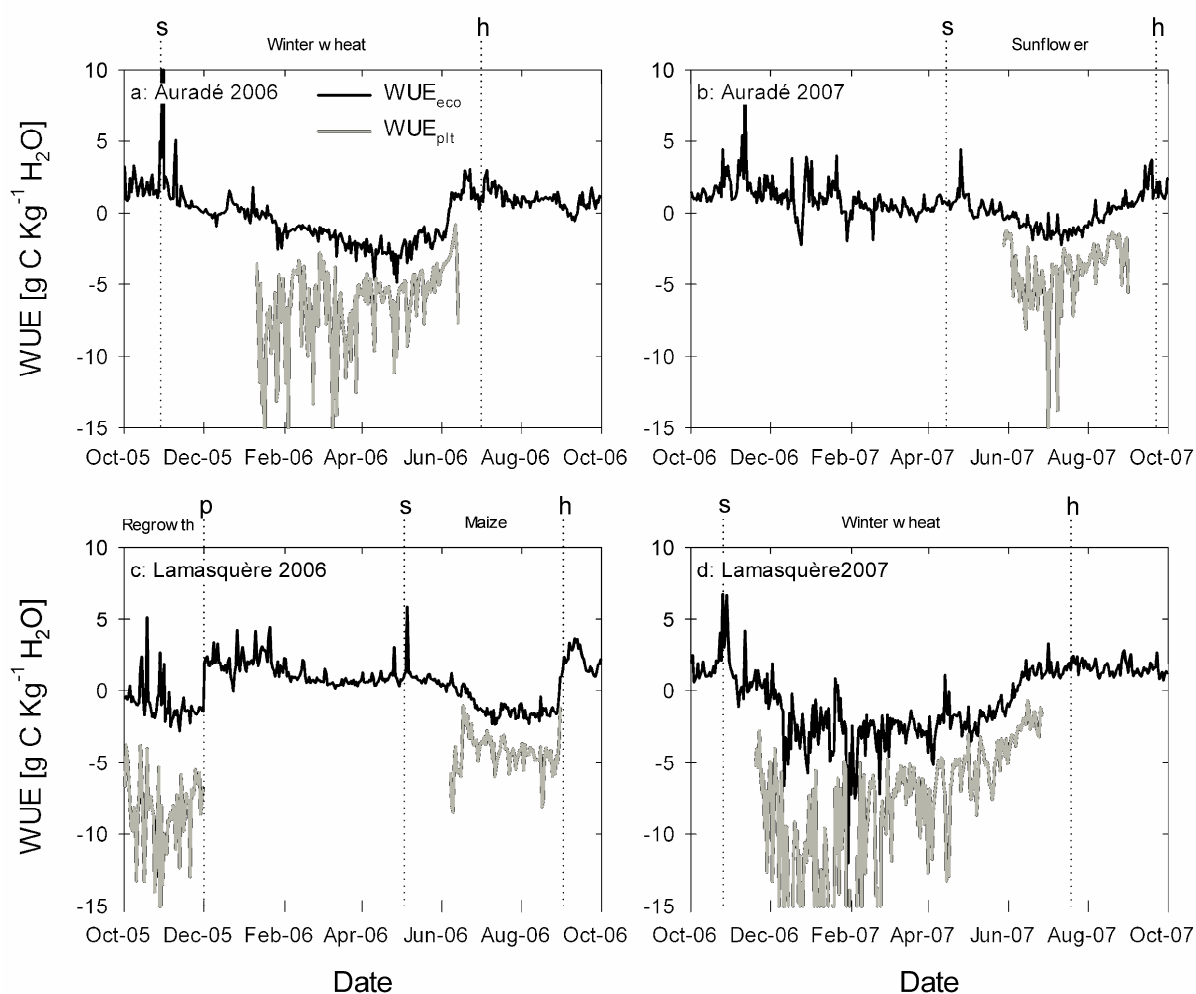


Figure 4: Dynamic of daily ecosystem water use efficiency (WUE_{eco}) and plant water use efficiency (WUE_{plt}) for both sites and both years. Annotations indicate date of sowing (s), harvest (h) and ploughing (p) and the name of the growing crop (or regrowth event).

5.5. Daily water use efficiencies dynamics

WUE_{eco} and WUE_{plt} were analysed at daily time scales in order to compare plant and ecosystem efficiency in response to climate variability (Figure 4 and Figure 5) and in order to explain differences in seasonal and annual integrated WUE (Table 6). The analysis was not performed at half hourly time scale because of uncertainties and data smoothing associated with ETR and GEP partitioning methods. For all sites and years, WUE_{eco} was strongly correlated to crop dynamics, with negative WUE_{eco} corresponding to net CO_2 fixation by the ecosystem per unit of total water (E + TR) release. WUE_{eco} increased from sowing until LAI_{max} and then decreased until harvest. Absolute values of WUE_{plt} were higher than WUE_{eco} as WUE_{plt} does not account for CO_2 and water releases through R_E and E, respectively. WUE_{plt} followed the overall dynamic of WUE_{eco} but with a higher day to day variability. For both WUE_{plt} and WUE_{eco} , senescence caused a reduction in absolute WUE values because of the decrease in crop photosynthesis capacity while TR estimations remained high. This observation could be a methodology artefact, as LAI_y and a_y (in the RG_s calculation) were estimated empirically and from the literature. However, it seems realistic that during senescence, TR remained high because of important cuticular transpiration and overall plant drying. Both daily absolute WUE_{plt} and WUE_{eco} values were overall higher for winter wheat than for summer crops. For winter wheat, higher absolute values of WUE_{plt} and WUE_{eco} were observed at Lamasquère compared to Auradé, especially during winter 2006-2007 because of the exceptionally warm conditions that stimulated early crop development (Béziat *et al.*, 2009). This early crop development induced early photosynthesis fluxes, but as they were divided by low water fluxes because of low radiative forcing in winter both WUE_{plt} and WUE_{eco} absolute values were high. Comparable values of WUE_{plt} and WUE_{eco} were observed for maize and sunflower, however, as maize was harvested green for silaging, a sudden decrease in absolute WUE_{eco} was observed at the end of maize growing season because of the brutal interruption of photosynthesis. For WUE_{plt} the corresponding increase at the end of maize growing season is an artefact induced by LAI interpolation.

Figure 5 shows the relation between WUE_{plt} and VPD for the different crops when LAI values were higher than $1\text{ m}^2\text{ m}^{-2}$. Low VPD corresponded to high absolute WUE_{plt} values and inversely. Similar relationships were observed over a sweet sorghum crop for both WUE_{eco} and WUE_{plt} (Steduto *et al.*, 1997). This observation corresponded to the stomatal closure at high VPD that affected more GEP than TR because of the cuticular transpiration that can be important for crop species (Kersteins, 1996). Overall, relationships in Figure 5 were surprisingly constant among the different crop species. Therefore, lower absolute WUE_{plt} values for summer crops compared to winter wheat in Figure 4 were probably caused by higher temperature and radiation in summer that induced high VPDs.

Comparison of WUE_{plt} with literature data at the daily time scale is difficult as WUE_{plt} in the literature were most of time calculated from instantaneous gas exchanges at the leaf scale. Steduto *et al.* (1997) reported midday WUE_{plt} (from leaf gas exchange measurements) and WUE_{eco} (from bowen

ratio measurements) over sweet sorghum in the same range as daily observed values for maize and sunflower, between -1.3 and $-5.3 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ for WUE_{plt} and -0.7 and $-3.3 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ for WUE_{eco} . Zhao *et al.* (2007) calculated daily WUE_{plt} from EC data over a winter wheat crop but without subtracting E of ETR as the authors estimated its contribution negligible for high LAI. They found values ranging between 0 and lower than $-10 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ depending on growth stage and annual climatic variations. In our study, daily WUE_{plt} for winter wheat ranged between -3 and higher than $-15 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$. These higher absolute values compared to Zhao *et al.* (2007) resulted from the fact that in our case, the water losses through E was not considered. Concerning WUE_{eco} , Zhao *et al.* (2007) observed values for winter wheat comparable to ours, ranging between 2 and $-4 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ during the growing season.

WUE_{plt} corresponding to the previous crop and weeds re-growth event at Lamasquère between Oct-2005 and Dec-2005 reached values of $-10 \text{ g C Kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ comparable to values observed for winter wheat. However, as LAI was probably underestimated for this period, the partition of ETR to E might be overestimated as RG_s varies inversely compared to LAI (Equation (4) to (8)). Therefore, TR estimations might be underestimated and WUE_{plt} overestimated.

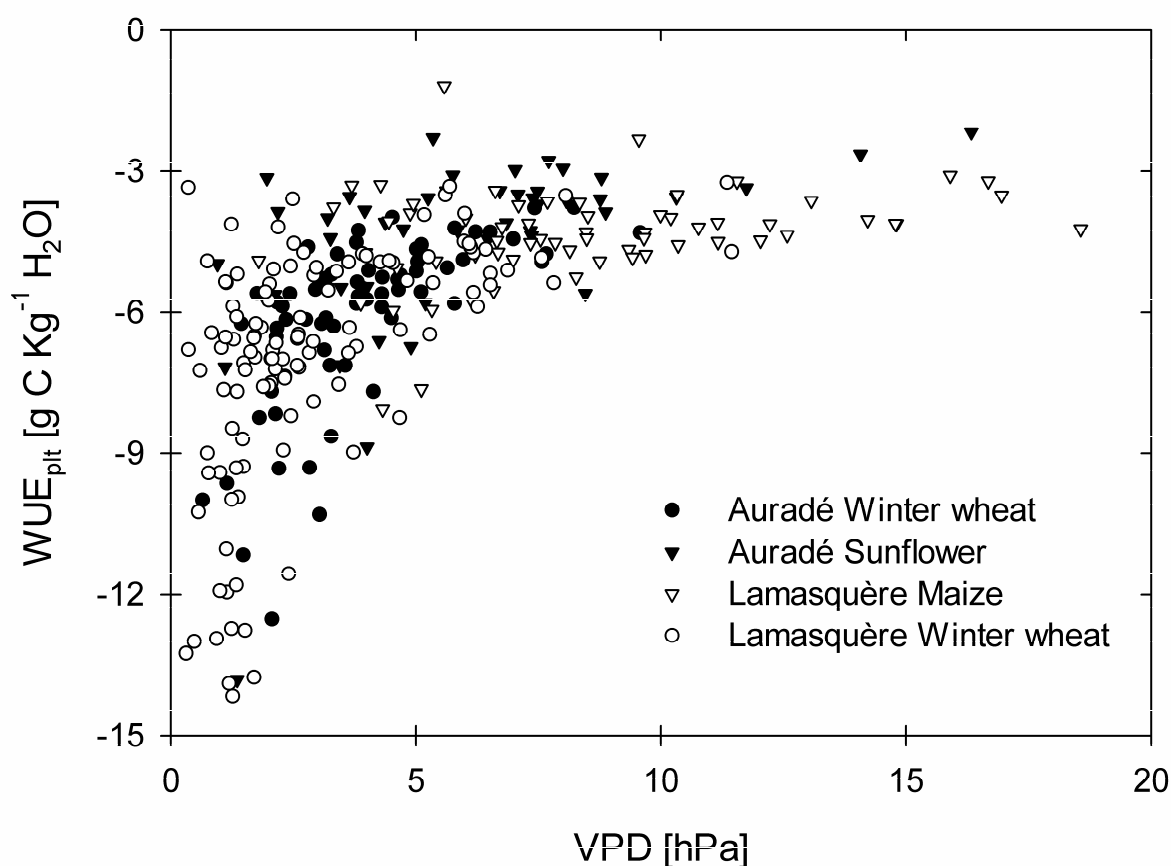


Figure 5: Plants daily water use efficiency (WUE_{plt}) relationship to VPD for both sites and all crops. Only days with $\text{LAI} > 1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ were selected for this analysis.

5.6. Seasonal and annual water use efficiencies

The WUEs defined in the present study give different information that should be analysed carefully because of their different meaning. Table 6 summarizes the different WUE calculated over the growing seasons and over the years.

First, WUE_{plt} calculated over the growing season allows the determination and the comparison of the overall plant performances. WUE_{plt} values were very similar for winter wheat at the two sites. For maize and sunflower similar WUE_{plt} values were also observed. Absolute WUE_{plt} values showed that winter wheat were more efficient than summer crops (maize and sunflower) by 34 %. However, as shown in Figure 5, and many time reported in the literature, the most important driving variable of WUE_{plt} is VPD, through its effect on stomatal conductance. Normalising WUE_{plt} by VPD (or reference ETR) to avoid climate variability effects has already been done by many authors (Beer *et al.*, 2009; Steduto & Albrizio, 2005; Steduto *et al.*, 1997) to infer differences in plant physiology. The normalisation proposed by those authors is done through the following equation:

$$IWUE_{\text{plt}} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (\text{GEP} \cdot \text{VPD})}{\sum_{i=1}^{i=n} \text{TR}} \quad (13)$$

This normalised WUE_{plt} has been called the inherent water used efficiency ($IWUE_{\text{plt}}$) because it represents an estimation of the ratio of carbon assimilation to an ecosystem surface conductance as fully explained in the study of Beer *et al.* (2009). At Auradé, $IWUE_{\text{plt}}$ were -36.2 and -38.5 g C hPa Kg⁻¹ H₂O for winter wheat and sunflower, respectively, and -54.5 and -27.8 g C hPa Kg⁻¹ H₂O for maize and winter wheat at Lamasquère, respectively. This result shows that the apparent higher plant efficiencies of winter wheat was mainly the result of lower VPD during winter and spring than during summer. The absolute higher $IWUE_{\text{plt}}$ value for maize compared to sunflower and winter wheat could be explained by the C4 type photosynthesis known to be more efficient. Beer *et al.* (2009) reported a mean $IWUE_{\text{plt}}$ values for cropland of -21.1 g C hPa Kg⁻¹ H₂O. This value is 46 % lower than the mean value calculated for the different crop/year in the present study. However, Beer *et al.* (2009) didn't remove the E contribution of their calculation and as their $IWUE_{\text{plt}}$ were calculated over one year, bare soil evaporation was accounted for and considerably decreased their $IWUE_{\text{plt}}$ estimations, as the annual E contribution to ETR was shown to be more than 50 % (Table 5) in our study. Finally, over a growing season, even if physiological differences are observed between the different crops, climate was the most important factor controlling WUE_{plt} .

Table 6: Water use efficiencies (WUE) specific to crop plants (WUE_{plt}), to the whole ecosystem considering natural net carbon fluxes (WUE_{eco}) and those resulting from organic fertilisation and biomass exports (WUE_{NBP}), and to the crop production of above ground biomass (WUE_{AGB}) and exported biomass (WUE_{exp}), at Auradé and Lamasquère. WUE were calculated over the growing season (sowing to harvest) of each crop and over the entire year Oct 2005 - Oct 2006 and Oct 2006 - Oct 2007.

	WUE_{plt} (GEP/TR) [g C Kg ⁻¹ H ₂ O]	WUE_{eco} (NEE/ETR) [g C Kg ⁻¹ H ₂ O]	WUE_{NBP} (NBP/ETR) [g C Kg ⁻¹ H ₂ O]	WUE_{AGB} (AGB/ETR) [g C Kg ⁻¹ H ₂ O]	WUE_{exp} (Exp/ETR) [g DM Kg ⁻¹ H ₂ O]	[g DM Kg ⁻¹ H ₂ O]
Auradé						
winter wheat	-5.7	-1.3		1.4	(3.1)	0.8 (1.7)
sunflower	-4.4	-0.4		0.9	(1.9)	0.3 (0.6)
2005-2006		-0.7	-0.1	1.0	(2.3)	0.6 (1.2)
2006-2007		0.1	0.2	0.6	(1.2)	0.2 (0.4)
Lamasquère						
maize	-4.3	-1.0		2.3	(5.0)	2.3 (4.9)
winter wheat	-5.8	-1.3		1.5	(3.2)	1.0 (2.1)
2005-2006		-0.3	0.6	1.3	(2.9)	1.3 (2.9)
2006-2007		-0.7	-0.3	1.2	(2.5)	0.7 (1.6)

WUE_{eco} differs from WUE_{plt} because it integrates the CO₂ loss through the respiration of both autotrophic and heterotrophic organisms, and the water loss through soil evaporation. Therefore it assesses the efficiency of the whole ecosystem to capture carbon for a total amount of water released. Over the growing season, E represented more than 50 % of ETR at Auradé and more than 34 % at Lamasquère (Table 5) and R_E represent more than 50 % of the carbon fixed by GEP for both sites (Béziat *et al.*, 2009) (Table 2). Therefore, accounting for these processes is essential for an environmental evaluation of croplands WUE. Over the growing season absolute WUE_{eco} values for winter wheat were higher than for summer crops as observed with WUE_{plt} . A difference in WUE_{eco} that was not observed with WUE_{plt} appeared between maize and sunflower, with and higher absolute WUE_{eco} for maize. The main factor explaining this difference may be the lower LAI values for sunflower that induced 1) lower NEE values during the growing season because of lower GEP and a higher proportion of R_E (mainly through heterotrophic respiration) in the carbon balance (79 % for sunflower against 65 % for maize) and 2) an higher proportion of E in ETR (57 % for sunflower against 34 % for maize). Calculated at the annual time scale, absolute WUE_{eco} for all crops were lower than over the growing season because of bare soil periods inducing additional water releases through E and CO₂ release through heterotrophic respiration. This WUE decrease was even more important for summer crops because of longer bare soil periods than for winter wheat crops, even with the re-growth event accounted for in the maize year. For both seasonal and annual time scale, WUE_{eco} were similar for winter wheat at Auradé and at Lamasquère. Overall, winter wheat had a higher annual absolute WUE_{eco} than summer crops. For sunflower, as annual NEE was positive (see Béziat *et al.* (2009) for more details), meaning that annual R_E was higher than annual GEP, WUE_{eco} was positive. Therefore, during the year, the plot lost 0.1 gram of carbon per kilogram of water lost.

One step ahead in the environmental evaluation of the ecosystem WUE was done by accounting for carbon input through organic fertilisation and carbon output through biomass

exportation at harvest. For both sites, WUE_{NBP} values indicated a lower efficiency of the ecosystem than with WUE_{eco} even at Lamasquère which was supplied with organic fertilisers. This observation revealed the very important environmental impact of carbon exportation from the plot. For winter wheat WUE_{plt} and WUE_{eco} were almost equal on both site but Lamasquère had a higher annual absolute WUE_{NBP} than Auradé thanks to organic fertilisation, in spite of higher carbon exportation at Lamasquère (grain and straw were exported for animal farming). As maize was used for silaging, all the AGB was exported from the plot (Table 2), so WUE_{NBP} at Lamasquère in 2005-2006 was the poorest encountered in this study in spite of the organic fertilisation input.

WUE_{agro} values were always positives because crop production was considered outside of the plot as exportable or marketable biomass. For WUE_{AGB} , maize had the highest efficiency, and sunflower the lowest. The high maize efficiency was the result of its high AGB production compared to the other crops. Exported biomass was less important at Auradé than at Lamasquère because Auradé is a cereal production farm whereas Lamasquère is a cattle breeding farm. It resulted in a higher reduction of WUE_{exp} compared to WUE_{AGB} at Auradé than at Lamasquère. The same crop classification was observed for WUE_{agro} at the seasonal and at the annual timescale. However the WUE_{agro} reduction at annual time scale was higher for summer crops than for winter wheat because of longer bare soil periods for summer crops. Values of WUE_{exp} over the growing season were overall similar with those reported in the literature. In the review of Katerji *et al.* (2008) about WUE of crops cultivated in the Mediterranean region, WUE_{exp} values over winter wheat ranged between 0.1 and 2.5 g DM Kg⁻¹ H₂O and between 0.4 and 0.7 g DM Kg⁻¹ H₂O for sunflower. For maize their WUE_{exp} values were lower than ours (between 0.22 and 2.16 g DM Kg⁻¹ H₂O) but they were not comparable because our maize was used for silaging and not for grain production.

During the last century, efforts in agro-environmental research were done for improving WUE_{exp} in order to increase cropping system profitability and food production, in response to earth population increase and associated increasing food demand (Steiner & Hatfield, 2008). The problem is that agronomical and environmental WUE approaches are not necessarily compatible. In the present study, maize used for silaging had the highest WUE_{exp} compared to other crops because of the large biomass exportation from the plot, but for the same reason its WUE_{NBP} was the lowest and was associated to the highest soil carbon impoverishment. Inversely, winter wheat had both high WUE_{exp} and WUE_{NBP} compared to sunflower for instance. In Sinclair *et al.* (1984) several options were discussed to improve WUE_{exp} . One of the most realistic ones was to improve harvest index. However, improving harvest index would probably decrease WUE_{NBP} as less biomass remains on the field, meaning that there will be less carbon inputs in the soil. Another way to improve WUE is to reduce water loss through soil E. Indeed solutions have been proposed to reduce this term. For example, straw mulching can reduce significantly evaporation during the growing season (Li *et al.*, 2008). Varietals selection could also limit E by selecting plants with a rapid covering of the soil at the beginning of the growing season (Passioura, 2006) or by selecting plants that tolerate high sowing density (Ritchie &

Basso, 2008). Our study also showed that annual WUE could be improved by limiting bare soil periods. Indeed the solution of intermediate crop could limit the annual part of E in ETR and the part of heterotrophic respiration in annual R_E . But this option has to be carefully considered because it would also increase TR and could limit development of the following crop by mobilising available nitrogen.

6. Conclusion

We have shown that EC measurements are a convenient tool to investigate long term dynamic of evapotranspiration and WUE. Water use efficiencies (WUE) specific to crop plants (WUE_{plt}), to the whole ecosystem (WUE_{eco} and WUE_{NBP}) and to agronomical approaches (WUE_{AGB} and WUE_{exp}) were analysed from daily to annual time scale to discriminate plant, site, climate and management effects on WUE. The new methodology of ETR partitioning between E and TR (needed for WUE_{plt} calculation) based on marginal distribution sampling (MDS) was tested and evaluated against the ICARE-SVAT double source mechanistic model. Both methods agreed well in the partitioning of ETR and the MDS method seemed a good compromised between complexity and precision and it is directly applicable to all type of ecosystem to achieve the ETR partitioning. It was shown that E represented more than one third of ETR during the growing season, and up to half of ETR at annual time scale. Winter wheat was shown to be more efficient than summer crops at the plant level, mainly because of lower VPD during winter and spring than during summer crop development. At the ecosystem level, WUE_{eco} values were less important than at the plant level because of water release through E and carbon loss through R_E . This phenomenon was even more pronounced at the annual time scale because of bare soil periods. Absolute WUE_{eco} values were very similar for winter wheat on both sites/years and higher than for summer crops. Finally, it was shown that considering carbon exportation of the crop through harvest in the environmental WUE_{NBP} approach at ecosystem level is essential. Indeed in the case of maize, the environmental and the agronomical WUE approaches (WUE_{NBP} and WUE_{agro} , respectively) gave opposite results, WUE_{agro} classifying maize as the most efficient and WUE_{NBP} as the worse. Therefore, a lot of care should be taken in the future to improve both WUE_{agro} and WUE_{NBP} , in order to conciliate agro-economical and environmental problems in the context of climate changes and sustainable development. Moreover, as shown in the recent study by Ceschia *et al.* (2009), considering a full green house gas budget at the plot scale will once more decrease the ecosystem environmental WUE.

7. Acknowledgements

This work was made possible through the support of the French Ministry In Charge of Research ("Réseau Terre et Espace"), the Ministry In Charge of Environment (GICC programme), the Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), the Institut National des Sciences de l'Univers (INSU), the Centre National d'Etudes Spatiales (CNES), and the Région Midi-Pyrénées Council. We are very grateful to Mr Andréoni, farmer, and to Michel Gay, Jean-Paul Kummel and Benoît Cantaloube from the Ecole Supérieure d'Agriculture de Purpan for accommodating our measurement devices in their respective fields of Lamasquère and Auradé. Special thanks to our technical staff: Nicole Ferroni, Hervé Gibrin, Pascal Keravec and Bernard Marciel.

Chapitre 4. Modélisation des flux de la parcelle au paysage

1. Introduction

Dans ce dernier chapitre je présenterai les travaux de modélisation qui m'ont permis de valoriser les mesures de flux présentées dans les trois chapitres précédents. Bien que ces travaux ne soient pas complètement aboutis, ils représentent une valeur ajoutée au travail doctoral que j'ai effectué et correspondent aux perspectives des recherches que je souhaiterais mener. C'est pourquoi j'ai décidé de les présenter ici. Deux approches différentes ont été abordées en fonction des objectifs de la modélisation.

La première approche a pour objectif de prédire des flux à l'échelle de la parcelle agricole, en détaillant les processus physiques et écophysologiques contrôlant ces flux et en prenant en compte les pratiques culturales. A terme, le but de ce type de modélisation est d'étudier l'impact du changement climatique sur les agrosystèmes en terme de rendement, de flux et de bilans d'eau et de carbone, et de pratiques culturales, et réciproquement, l'impact de l'agriculture et plus particulièrement des pratiques culturales sur l'environnement (climat, sol...). Pour aborder ces questions un modèle mécaniste simulant la dynamique et les flux (matière et énergie) des systèmes culturaux est en cours de développement au CESBIO : le modèle ICASTICS. Ce dernier couple des modules issus de différents modèles dont : un module de bilan d'énergie de type TSVA (Transfert Sol Végétation Atmosphère) issu du modèle ICARE (Gentine *et al.*, 2007), un module reproduisant les processus écophysologique de photosynthèse et de respiration issu du modèle CASTANEA (Davi *et al.*, 2005; Dufrêne *et al.*, 2005) et un module empirique de simulation de la production pour les cultures issu du modèle STICS (Brisson *et al.*, 1998). Ce couplage a été initié au CESBIO par Hendrik Davi dans le cadre d'un Postdoctorat, puis poursuivi par Vincent Rivalland et moi-même dans le cadre de cette thèse pour améliorer et tester la cohérence du modèle couplé. D'une part j'ai participé à lever des incohérences dans le code concernant des variables partagées des différents modules fonctionnant à des pas de temps différents. D'autre part, j'ai participé à la paramétrisation de la composante TSVA du modèle (ICARE) pour les sites d'Auradé et de Lamasquère sur les années 2006 et 2007 (voir chapitre 3). Enfin, lors du stage de Master 2 effectué par Julien Boulon, que j'ai co-encadré, les sorties du modèle couplé ont été comparées à celles issues du modèle STICS (Boulon, 2008). Cette comparaison a permis de tester la stabilité ainsi que les possibilités et limites du modèle ICASTICS dans son état actuel. Les simulations obtenues ont aussi été évaluées par confrontation aux mesures acquises sur le terrain (LAI, biomasse et flux).

La seconde approche a pour objectifs de simuler la dynamique de la végétation (LAI et biomasse) ainsi que les flux d'eau de CO₂ spatialisés pour différentes cultures de la région sud ouest. Le modèle utilisé pour étudier les agrosystèmes repose sur un formalisme mathématique supposé reproduire, de manière simplifiée et avec une paramétrisation facilement spatialisable, le

fonctionnement des cultures considérées. Ainsi le modèle de culture SAFYE (Simple Algorithm For Yield estimates) (Duchemin *et al.*, 2008) est fondé sur une approche énergétique de production de biomasse par un couvert végétal. Il est basé sur les travaux de Monteith qui démontrent une relation de proportionnalité entre le rayonnement absorbé par un couvert végétal et sa production de biomasse journalière (Monteith & Moss, 1977). Le modèle SAFYE reproduit le développement phénologique de la plante, la production de biomasse aérienne et l'allocation aux feuilles. De plus, il prend en compte l'effet stress de la température sur la production journalière. L'intérêt de ce modèle est qu'il permet d'être calibré à partir de cartes de LAI issues d'images de télédétection et ainsi de simuler spatialement les variables décrites précédemment. A partir des sorties de ce modèle, j'ai développé un module d'estimation des flux de CO₂ afin de pouvoir simuler spatialement la production primaire brute (GEP) et la respiration autotrophe (R_a) des cultures. Dans ce chapitre, une brève description du modèle SAFYE sera effectuée. Les différentes étapes de construction du module de flux de CO₂ seront ensuite détaillées. Enfin, la spatialisation du modèle sur un carré de 24 par 24 km au sud ouest de Toulouse, correspondant à l'emprise des images du satellite FORMOSAT-2, sera présentée pour les cultures d'été de l'année 2006 et 2007.

2. Modélisation mécaniste à l'échelle de la parcelle

2.1. Description du modèle couplé ICASTICS

Nous considérons ici que l'unité de base du fonctionnement des agrosystèmes est la parcelle agricole, supposée homogène en composition spécifique et en conditions pédoclimatiques. L'approche utilisée pour la simulation de l'évolution du fonctionnement des agrosystèmes consiste à coupler la simulation de différents flux (eau, carbone, énergie) et la dynamique des différents objets (sol et végétation) à l'échelle de la parcelle. Pour cela, trois modèles ont été couplés : un modèle de transfert d'énergie et d'eau entre le sol, la végétation et l'atmosphère (TSVA), un modèle agronomique de fonctionnement des cultures et enfin un modèle écophysiological intégrant les flux de CO₂ au sein de l'écosystème de manière explicite.

2.1.1. Modèle de Transferts Sol-Végétation-Atmosphère : le modèle ICARE

Les modèles TSVA permettent d'estimer les flux et bilans énergétiques et hydriques entre les basses couches de l'atmosphère, le sol et la végétation. Parmi ces modèles, nous pouvons distinguer les modèles dits mono sources calculant le bilan d'énergie d'une surface "moyenne" (comprenant les paramètres de sol et de la végétation) et les modèles multi sources séparant les bilans d'énergie entre différentes composantes de la surface.

Parmi les modèles multi sources, les modèles à deux sources affectent au sol et à la végétation deux températures différentes qui sont utiles 1) pour affiner l'estimation des flux provenant du sol et du couvert (voir chapitre 3) et 2) lors des exercices de spatialisation des modèles TSVA (couplage à des données satellites IR-thermiques par exemple). Les deux sources (sol et végétation) sont alors reliées entre elles par analogie électrique à un noeud intermédiaire, correspondant aux conditions du couvert, lui-même relié au forçage atmosphérique. Le modèle couplé ICASTICS inclut un modèle de type double source, le modèle ICARE (Gentine *et al.*, 2007) dérivé d'un modèle mono source, le modèle ISBA (Noilhan & Mahfouf, 1996; Noilhan & Planton, 1989) (voir Figure 1 du chapitre 3).

Le modèle ICARE a été créé avec pour objectif d'étudier les couverts épars à fort contraste de température entre le sol et la végétation (Gentine *et al.*, 2007). Il représente un cas général de présence simultanée de deux surfaces, constituées d'un couvert végétal et d'un sol nu. ICARE permet la simulation des flux de chaleur sensible et de chaleur latente provenant du sol et de la végétation à partir du calcul des températures de surface du sol et de la végétation (double source), ainsi que le flux conductifs de chaleur dans le sol. Il permet aussi de simuler la dynamique de l'eau dans le sol, selon la paramétrisation proposée initialement par Noilhan et Planton (1989).

Le modèle ICARE correspond en fait à une évolution de ISBA vers un modèle double source, les équations résolues dans ICARE, hormis celles du bilan d'énergie, étant les mêmes que celles implémentées dans le modèle ISBA (Noilhan & Planton, 1989). Il combine donc la simplicité de la description des surfaces des modèles mono sources et les avantages des modèles multi sources. Cette caractéristique rend son utilisation pertinente pour la modélisation du fonctionnement des surfaces à l'échelle locale.

2.1.2. Modèle agronomique de fonctionnement des cultures

Depuis une trentaine d'années, les modèles simulant le comportement du continuum sol-plante-atmosphère des agro systèmes dans leur environnement physique et technique se sont développés. Ce développement a été favorisé par une meilleure compréhension des phénomènes biologiques sous-jacents, ce qui a permis leurs mises en équations (souvent des relations empiriques). Tout d'abord axés uniquement sur la production des plantes, les modèles de cultures ont ensuite intégrés les pratiques culturales par rapport aux préoccupations agro-environnementales (pollution, gestion de l'eau,...) répondant mieux aux problématiques contemporaines.

Le Simulateur multiDisciplinaire pour les Cultures Standard (STICS) est un modèle empirique qui simule le fonctionnement des cultures, au pas de temps journalier (Brisson *et al.*, 1998). A partir de variables d'entrées relatives au sol, au climat et à l'itinéraire technique, il estime des variables relatives à la production (quantité et qualité), à l'environnement et à l'évolution des caractéristiques du sol sous l'effet de la culture. L'objet simulé est la situation culturale pour laquelle on peut définir de façon déterministe un milieu physique et un itinéraire technique homogène. Traditionnellement, cet objet est la parcelle. Les grands processus simulés sont la croissance et le développement de la culture ainsi que les bilans hydriques et azotés. L'originalité de cet outil réside dans son adaptabilité à de nombreuses cultures (*e.g.* blé, maïs, orge, tournesol, pois, colza, betterave, soja, tomate) grâce à une description générique de la phénologie des différentes espèces, c'est pour cette raison que nous l'avons choisi. Cependant, ce modèle emploie un très grand nombre de paramètres (environ 500), nécessitant d'importantes connaissances a priori du système modélisé. Pour construire le modèle couplé ICASTICS, le code ainsi que les fichiers de paramétrisation des plantes du modèle STICS dans sa version 6.2 nous ont été fournis par l'unité INRA Agroclim d'Avignon.

2.1.3. Simulation des différentes composantes du flux net de CO₂

La simulation des flux de CO₂ est basée sur les processus physiologiques décrits dans le modèle CASTANEA qui a pour finalité de prédire les flux et les bilans de matière et d'énergie des écosystèmes forestiers (Davi *et al.*, 2005; Dufrêne *et al.*, 2005). Les processus extraits du modèle original sont la photosynthèse (De Pury & Farquhar, 1997), la respiration autotrophe (Ceschia *et al.*,

2002; Ryan, 1991) et la respiration hétérotrophe des microorganismes du sol d'après le modèle CENTURY (Parton *et al.*, 1987). La conductance stomatique est couplée au flux de carbone par le modèle de Ball, Woodrow et Berry (Ball *et al.*, 1987). A l'heure actuelle le module de photosynthèse utilisé (De Pury & Farquhar, 1997), basé sur le modèle décrit par (Farquhar *et al.*, 1980) ne décrit pas le fonctionnement photosynthétique des plantes dont la photosynthèse est de type C4 (maïs et sorgho par exemple) et CAM. Le modèle couplé ne s'applique donc pour l'instant qu'à la description des espèces dont la photosynthèse est de type C3 (blé, colza et tournesol par exemple).

2.1.4. Couplage des modules issus des trois modèles : ICASTICS

Le couplage, en cours de développement au CESBIO, est réalisé selon les schémas présentés sur la Figure 1 et la Figure 2. Le modèle ICASTICS ainsi défini, ne couple que certaines fonctionnalités des trois modèles présentés précédemment et non les trois modèles dans leur intégralité. Le transfert radiatif est réalisé par le modèle SAIL monocouche (Verhoef, 1984) implémenté dans ICARE, qui par ailleurs simule le bilan d'énergie ainsi que les flux d'eau. La dynamique de l'indice foliaire et les règles d'allocation du carbone pour les cultures sont calculées suivant le modèle STICS qui gère également la production de graines et de matière organique autre que les feuilles (*e.g.* racines, tiges, graines ou fruits). Cette dernière est contrainte par la quantité de carbone disponible calculée par les modules de photosynthèse et de respiration autotrophe du modèle CASTANEA.

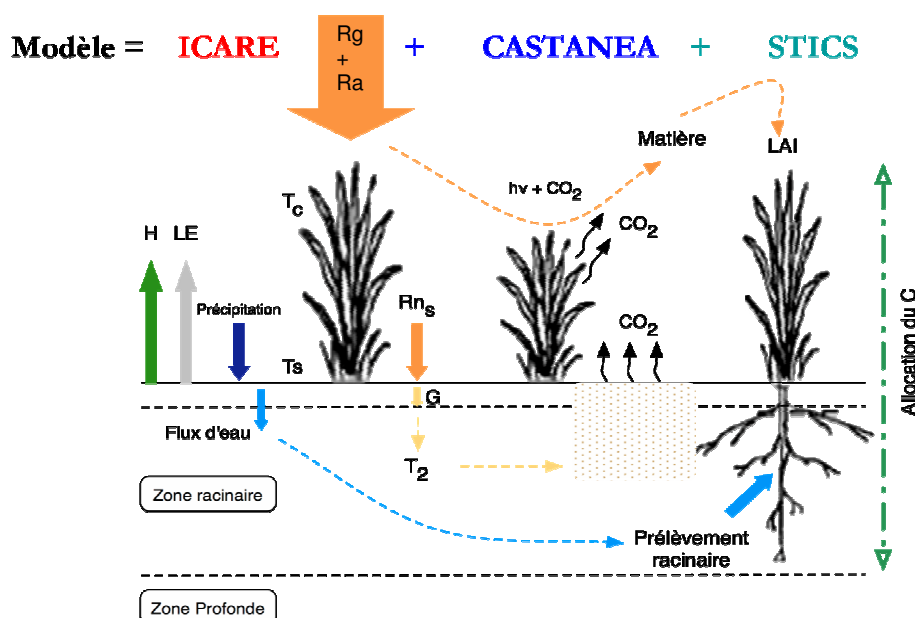


Figure 1 : Représentation schématique du modèle ICASTICS avec les fonctionnalités et les couplages entre les différents modules le composant.

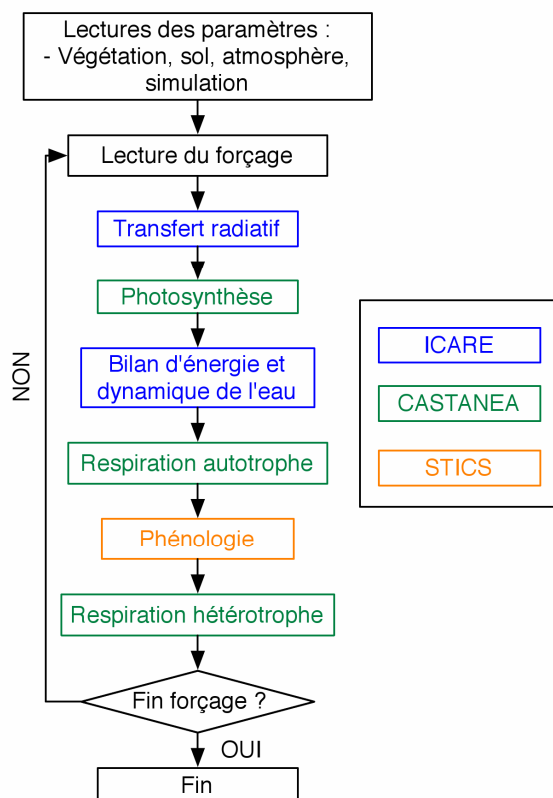


Figure 2 : Représentation d'une boucle montrant l'enchaînement des modules du modèle couplé ICASTICS pour un pas de temps journalier. La rétroaction entre les différents modules se fait donc d'un pas de temps sur l'autre.

Le modèle utilise un forçage climatique semi horaire permettant ainsi la simulation de l'évolution du système étudié à une haute résolution temporelle. Cette dernière caractéristique permet donc d'envisager une simulation des processus gouvernant l'évolution des systèmes cultureux avec une comparaison directe aux mesures effectuées. Le pas de temps de calcul des différents modules est donné dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Pas de temps de calcul des différents modules du modèle couplé ICASTICS

Module	Pas de temps du calcul
Transfert radiatif	10 minutes
Photosynthèse	30 minutes
Bilan d'énergie	10 minutes
Respiration autotrophe et hétérotrophe	30 minutes
Phénologie	24 heures

En résumé le modèle couplé ICASTICS simule :

- les flux verticaux semi horaires de CO₂, d'eau et d'énergie entre le sol, le couvert et l'atmosphère, ainsi que les flux verticaux d'eau et d'énergie dans le sol,
- l'évolution temporelle de l'objet végétation : surface foliaire, biomasse et répartition des assimilats dans les différents organes de la plante,

- l'évolution annuelle d'éléments du sol : contenu en carbone et azote.

A l'heure actuelle, ICASTICS ne permet pas de simuler ni les transferts latéraux d'eau ou de carbone (modèle monodimensionnel vertical), ni de prendre en compte les effets de la topographie.

2.2. Présentation des simulations du modèle couplé ICASTICS

2.2.1. Données d'entrée et paramétrisation du modèle

Les simulations avec le modèle couplé ICASTICS sont à l'heure actuelle à l'état de test. Nous présenterons ici les simulations effectuées sur la culture de blé d'hiver à Auradé pour l'année 2005-2006. Globalement, une paramétrisation "par défaut" des différents modules et modèles a été utilisée, le but actuel étant simplement d'évaluer la cohérence du code du modèle couplé ICASTICS.

Le modèle utilise un forçage climatique à un pas de temps de trente minutes, composé de variables standards (Rayonnement global incident, température de l'air, humidité relative de l'air, vitesse du vent, précipitations) issues de la station de mesure d'Auradé.

La paramétrisation des modules de croissance de la végétation issus de STICS a été effectuée à partir des paramètres standards prédéfinis dans le modèle STICS. Afin d'affiner les prédictions du modèle, trois paramètres clés dans le calcul de l'évolution des variables biologiques ont été optimisés : la vitesse maximale de production foliaire brute, l'efficacité de croissance maximale des organes reproducteurs et des organes végétatifs. Ces optimisations ont été effectuées avec un module intégré dans STICS utilisant la méthode du simplexe avec le critère des moindres carrés (Figure 3).

Pour les modules du modèle ICARE, le sol a été décrit selon cinq horizons dont la profondeur a été choisie de manière à coïncider avec les profondeurs de mesures des températures et des humidités relatives du sol, soit 5, 10, 30 et 60 cm. La texture du sol entre 0 et 60 cm étant relativement homogène, les mêmes paramètres hydrauliques (point de flétrissement permanent, capacité au champ et contenu en eau du sol à saturation) ont été affectés à chaque horizon. Faute de mesures disponibles, ces derniers ont été déterminés grâce aux équations proposées dans la paramétrisation du modèle ISBA (Noilhan & Mahfouf, 1996). Pour la simulation du bilan d'énergie, l'albedo de la surface et l'émissivité du sol ont été fixées à 0.2 et 0.96 respectivement.

Afin d'évaluer le couplage, une simulation de référence des variables biologiques essentielles dans la description d'une plante (surface foliaire (LAI), hauteur du couvert et biomasse aérienne totale) a été effectuée avec le modèle STICS seul. La paramétrisation et les données d'entrée utilisées pour faire cette simulation de référence sont identiques à celles décrites ci-dessus pour le modèle couplé ICASTICS. Pour la paramétrisation des modules du bilan hydrique de STICS, qui ne sont pas utilisés dans ICASTICS, les mêmes paramètres hydrauliques que ceux définis pour la paramétrisation d'ICARE ont été utilisés.

2.2.2. Simulation de référence avec le modèle STICS

L'optimisation des paramètres biologiques clés du modèle STICS permet une nette amélioration de la description du LAI, de la hauteur et de la biomasse aérienne produite et exportée par rapport à la simulation avec les valeurs par défaut des paramètres clés (Tableau 2, Figure 3).

Tableau 2 : Bilan des simulations de STICS avant et après optimisation des paramètres clés (voir texte)

Variables	Observations	Simulation initiale	Simulation optimisée
Date de récolte	29/06/2006	25/06/2006	24/06/2006
LAI maximum [$m^2 m^{-2}$]	3.13	5.41	2.62
Hauteur maximale du couvert [m]	0.68	1.18	0.65
Biomasse aérienne exportée [$kg m^{-2}$]	1.121	1.462	1.123

La levée simulée intervient le 7 novembre, soit 11 jours après semis. LAI, hauteur et biomasse croissent régulièrement à partir de la levée jusqu'à atteindre un maximum (le 10 mai pour la hauteur, 11 mai pour le LAI et le 24 juin pour la biomasse). Si les simulations optimisées de la hauteur et de la biomasse sont en phase avec les observations, le LAI simulé augmente moins rapidement que le LAI observé à partir de fin mars 2006 subissant ainsi un décalage temporel par rapport aux observations (Figure 3). Toutes les variables biologiques sont nulles au-delà de la date de récolte simulée.

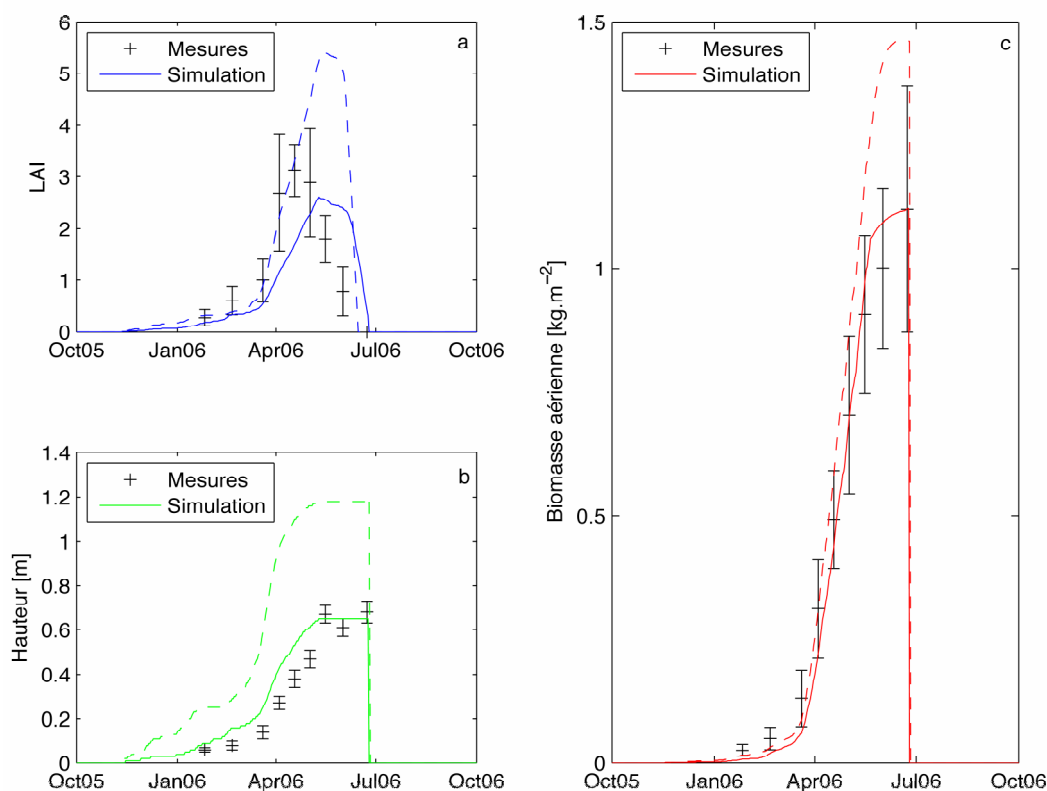


Figure 3 : Simulation des variables biologiques par le modèle STICS, a) la surface foliaire (LAI) exprimée en m^2 feuilles m^{-2} sol, b) la hauteur du couvert en m et c) la biomasse aérienne en $kg m^{-2}$ pour la culture de blé à Auradé. En pointillé, les simulations avant optimisation des paramètres clés (voir texte).

Tableau 3 : Analyse statistique de la simulation avec le modèle STICS après optimisation.

Statistiques	LAI	Biomasse	Hauteur
	[m ² m ⁻²]	[kg m ⁻²]	[m]
RMSE	0.97	0.058	0.1
R ²	0.34	0.99	0.92
Biais moyen	-0.174	-0.012	0.073
Nb. val.	9	9	9

2.2.3. Résultats de la modélisation avec ICASTICS

Les variables biologiques de développement des plantes sont présentées dans la Figure 4 et le Tableau 4. Les variables du bilan d'énergie (rayonnement net (Rn), flux de chaleur sensible (H), latente (LE) et dans le sol (G) et l'échange net de CO₂ de l'écosystème (NEE) sont représentées dans le Tableau 5 et la Figure 5.

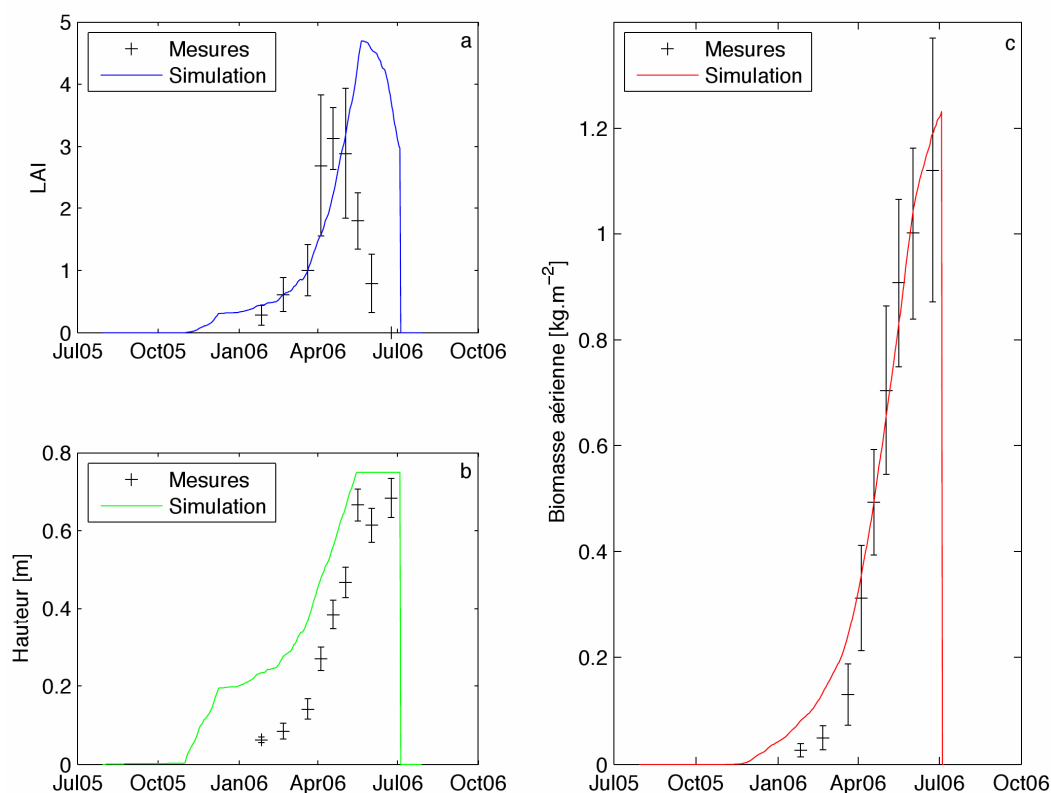


Figure 4 : Simulation des variables biologiques par le modèle couplé ICASTICS, a) la surface foliaire (LAI) exprimée en m² feuilles m⁻² sol, b) la hauteur du couvert en m et c) la biomasse aérienne en kg m⁻² pour la culture de blé à Auradé.

Tableau 4 : Bilan de simulation des variables biologiques représentées dans la Figure 4.

Variabes	Observations	Simulation
Date de récolte	29/06/2006	05/07/2006
LAI maximum [m ² m ⁻²]	3.13	4.7
Hauteur maximale du couvert [m]	0.68	0.75
Biomasse aérienne exportée [kg m ⁻²]	1.121	1.232

La levée observée intervient douze jours après le semis, le 9 novembre 2005. A compter de cette date, LAI, hauteur et biomasse aérienne augmentent de manière continue jusqu'à un maximum, respectivement les 20 mai, 15 mai et 3 juillet 2006 (Figure 4 a, b et c). La simulation du LAI présente un déphasage dû à une augmentation moins rapide que celle du LAI observé à partir de fin mars 2006. La hauteur simulée augmente beaucoup plus tôt que celle observée (2 mois) mais cette avance est réduite progressivement jusqu'à une dizaine de jours au maximum de la hauteur. Malgré cet écart temporel, la valeur finale reste proche des observations (Tableau 5). La simulation de la biomasse aérienne, quant à elle, retranscrit bien les observations malgré une légère tendance à la surestimation. La date de récolte est prédite au 5 juillet 2006 soit six jours après la date de récolte observée. Au delà de cette date, toutes les variables biologiques simulées sont nulles.

Tableau 5 : résultats des statistiques des différentes variables simulées comparées aux observations

Statistiques	LAI [m ² m ⁻²]	Biomasse [kg m ⁻²]	Hauteur [m]	Rn [W m ⁻²]	LE [W m ⁻²]	H [W m ⁻²]	G [W m ⁻²]	NEE [g C m ⁻²]
RMSE	2.01	0.07	0.17	37.38	31.80	57.24	38.66	0.09
R ²	0.10	0.99	0.99	0.98	0.88	0.87	0.48	0.81
Biais moyen	0.94	0.03	0.16	8.18	-9.03	23.88	-1.31	0.01
Nb. val.	9	9	9	16101	11551	13113	12446	11238

Concernant les variables du bilan d'énergie, Rn et H sont tout deux surestimés par le modèle alors que ce dernier sous-estime LE et que les mesures et la simulation de G sont très peu corrélées. Rn est sous-estimé lors de la période de croissance de la végétation (mars à mai 2006), alors que l'erreur associée à la grandeur H est présente sur l'ensemble de la simulation (données non présentée). Les erreurs sur les descriptions de LE et de G sont stables sur l'ensemble de la simulation avec néanmoins une tendance à la surestimation de LE de mi-mai à début juillet 2006. Ces périodes de surestimation de LE correspondent aux périodes de surestimation du LAI par le modèle. En dépit de ces erreurs quantitatives, la simulation de la dynamique temporelle des composantes H, LE et Rn reste satisfaisante (Tableau 5).

Le flux net de CO₂ simulé présente un décalage saisonnier similaire à celui observé lors de la simulation du LAI (Figure 4a). En début de simulation, sur le sol nu, les flux sont quasiment nul jusqu'au 21 novembre 2005 où le LAI dépasse une valeur seuil de 0.1. A partir de janvier 2006, l'intensité des flux simulés augmentent avec le LAI jusqu'à atteindre des valeurs maximales entre le 23 mai et le 29 juin correspondant au maximum d'assimilation de la culture. Suite à cette période, les valeurs absolues de NEE diminuent avec la sénescence traduisant une diminution de l'assimilation. Notons que sur l'ensemble de la simulation, NEE nocturne (respiration de l'écosystème) est sous-estimé. Après la récolte, les flux sont ceux correspondant au sol nu et sont à nouveau quasiment nul. Il y a donc un problème avec le module de respiration hétérotrophe des micro-organismes du sol, qui dans l'état actuel du couplage est trop peu sensible aux forçages climatiques. Sur la Figure 5g la dynamique des cycles journaliers est correctement modélisée même si en milieu de journée les fortes valeurs absolues de flux observées ne sont pas reproduites par le modèle. Cette différence semble être

principalement induite par le décalage saisonnier du LAI simulé, qui fin avril 2006 était bien inférieur aux observations (Figure 4a).

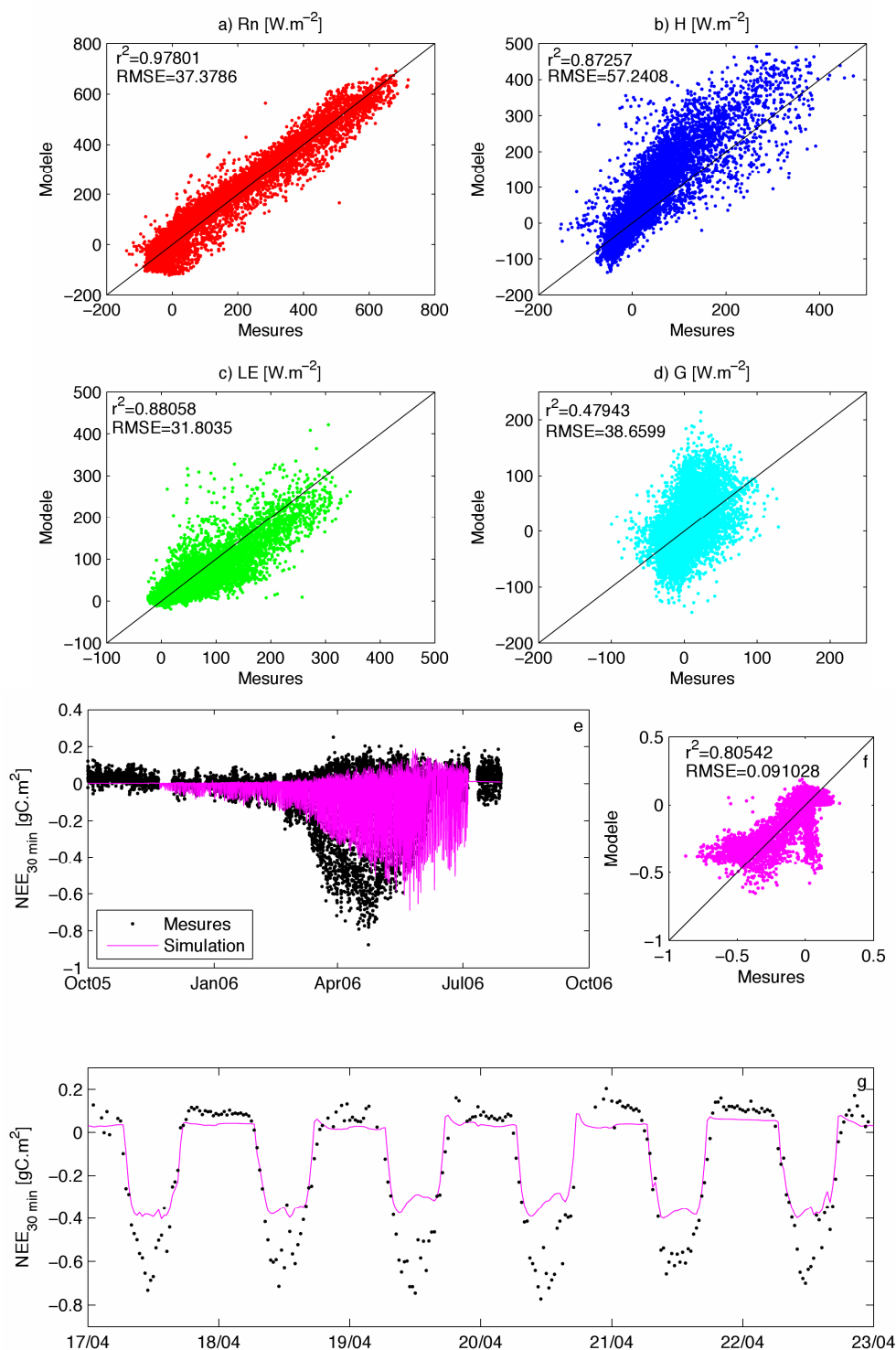


Figure 5 : Simulation des variables du bilan énergétique (a, b, c et d) et des flux de CO₂ (e, f et g) pour la culture de blé à Auradé.

2.3. Discussion et conclusions

Le travail de comparaison des sorties du modèle ICASTICS avec les sorties du modèle STICS a permis de montrer que les variables biologiques (LAI, hauteur et biomasse aérienne), tant du point de vue de la dynamique que du point de vue quantitatif, sont en accord avec les prédictions du modèle STICS malgré une "dégradation" des statistiques de simulation avec ICASTICS. Cette dégradation a pu être induite par plusieurs facteurs. Le premier est que dans le modèle ICASTICS, la photosynthèse est gérée par un module indépendant de STICS qui fait appel à de nombreux paramètres notamment ceux liés aux propriétés radiatives et structurales des feuilles de la plante étudiée. Dans notre cas, nous avons utilisé une paramétrisation "par défaut", qui a pu avoir pour effet de mal représenter la réponse photosynthétique de la plante simulée et par ce biais, de modifier l'allocation du carbone. A terme, ceci a pour conséquence de perturber l'ensemble du comportement phénologique (*e.g.* LAI maximum, remplissage du grain, date de récolte...). Le second est que le couplage étudié comporte encore de nombreux problèmes informatiques non résolus, dont certains affectent le fonctionnement de modules liés à la phénologie (*e.g.* module racinaire de STICS). Ces "bugs" peuvent donc modifier les prédictions du modèle couplé.

Dans l'état actuel du couplage, la simulation du bilan d'énergie et des flux de carbone a été réalisée dans une optique de test des capacités du modèle (test de cohérence des sorties). En aucun cas ces simulations ne doivent être abordées comme une étude quantitative des processus engagés.

La simulation des flux de CO₂ est fortement corrélée au développement de la végétation et réciproquement. De ce fait, la dynamique des flux simulés est associée à celle du LAI prédite par le modèle. Ainsi pour le blé, un retard dans le développement du LAI (Figure 4) implique un décalage dans l'évolution temporelle des flux de carbone simulés (Figure 5). Cependant, d'autres variables sont à considérer afin d'expliquer les écarts constatés entre les produits de modélisation et les observations. Par exemple, à l'heure actuelle seule la photosynthèse des feuilles est prise en compte dans le modèle couplé, or il a été montré dans le cas du blé que la non prise en compte des autres organes verts (tiges et épis) pouvait à l'échelle du couvert représenter une sous-estimation de 23 % de la photosynthèse totale (Hoyaux *et al.*, 2008). Donc la prise en compte de cet aspect dans le modèle couplé sera importante pour une simulation correcte de la photosynthèse du couvert. De manière générale, la respiration de l'écosystème est largement sous-estimée, phénomène visible lors des périodes nocturnes et de sol nu encadrant les périodes culturales. Après plusieurs analyses, il semble que la respiration autotrophe ne soit pas correctement paramétrée. En ce qui concerne la respiration du sol, une meilleure paramétrisation du contenu azoté et carboné du sol pourrait permettre d'accroître la fiabilité des résultats, le rapport C/N jouant un rôle fondamental dans les processus engagés. La gestion de la sénescence, quant à elle, est un processus très complexe faisant intervenir plusieurs modules du modèle couplé (STICS pour la production du LAI vert et du LAI sénéscent ainsi que pour le développement racinaire, le module de photosynthèse pour la gestion de l'assimilation et de la

respiration des feuilles vertes et sénescentes). Une importante étude de sensibilité reste donc à mener, sur un grand nombre de paramètres engagés dans ces processus afin d'améliorer la simulation de la sénescence. Ce travail sera effectué dans le cadre de la thèse de Nicolas Pimienta qui vient de débiter au CESBIO.

L'évolution des variables associées au bilan d'énergie est également fortement dépendante du développement de la végétation (notamment le flux de chaleur latente). De manière générale, le bilan d'énergie est restitué en bonne adéquation avec les observations, avec des résultats proches de ceux obtenus avec les simulations du modèle ICARE utilisé seul (voir Chapitre 3).

Pour approfondir l'analyse sur la stabilité du couplage, des simulations "forcées" (*e.g.* forçage du LAI, forçage des paramètres de photosynthèse...) pourront être effectuées. Ce type de simulation pourrait permettre de figer certains modules afin d'approfondir l'étude des processus désirés. Par exemple, un forçage des paramètres de photosynthèse permettrait de comprendre dans quelle mesure le LAI est influencé par ces paramètres et éventuellement d'identifier des problèmes intrinsèques au couplage. Il est important que par la suite ce type d'analyses soit mené afin de pouvoir améliorer le fonctionnement du modèle ICASTICS.

3. Modélisation spatialisée des flux de CO₂

3.1. Description du modèle SAFYE

Le modèle SAFYE (Duchemin *et al.*, 2008) est composé de deux groupes d'équations permettant de déterminer la dynamique de la biomasse aérienne (AGB, équations (1)-(3)) ainsi que de la surface foliaire verte (LAI, équations (4)-(6)) d'un couvert végétal.

Deux variables de forçage sont utilisées en entrée du modèle au pas de temps journalier : le rayonnement global (R_g) et la température de l'air (T_a). La notation et les unités des principales variables et paramètres sont récapitulées dans le Tableau 6.

AGB augmente pendant la période d'activité photosynthétique, à partir d'une valeur initiale (AGB₀) à l'émergence des plantes jusqu'à une valeur finale, à la fin de la sénescence. Pendant cette période, l'incrément journalier de biomasse aérienne (dAGB) est contrôlé par trois facteurs : 1) l'efficacité climatique ϵ_c (supposée constante), qui est le rapport entre le rayonnement photosynthétiquement actif (PAR, pour Photosynthetically Active Radiation) incident et R_g, 2) l'efficacité d'absorption ϵ_i , qui est la fraction de PAR absorbé par le couvert végétal (aPAR), 3) l'efficacité d'utilisation de la lumière effective (eLUE, supposée constante), qui est le rapport entre AGB et le aPAR journalier. eLUE rend compte de la production potentielle des plantes, dépendant du type de culture et des stress environnementaux excepté du stress thermique (FT) qui est explicitement pris en compte (Equation (3)). Ainsi :

$$dAGB = R_g \cdot \epsilon_c \cdot \epsilon_i \cdot eLUE \cdot FT(T_a) = aPAR \cdot eLUE \cdot FT(T_a) \quad (1)$$

ϵ_i , dépend du LAI et d'un coefficient d'absorption k à travers une loi de type Beer Lambert :

$$\epsilon_i = 1 - \exp(-k \cdot LAI) \quad (2)$$

Les hautes et les basses températures diminuent le taux de production de biomasse (Porter & Gawith, 1999). Cet effet a été pris en compte en introduisant T_a dans un polynôme du second degré, déterminé par une température optimale de fonctionnement de la végétation (T_{opt}) et deux températures extrêmes (T_{min} et T_{max}) en dehors desquelles la croissance de la plante est stoppée (Brisson *et al.*, 1998) :

$$FT(T_a) = 1 - \left(\frac{(T_{opt} - T_a)}{(T_{opt} - T_{min})} \right)^2 \text{ si } T_{min} < T_a \leq T_{opt} \quad (3a)$$

$$FT(Ta) = 1 - \left(\frac{(Ta - T_{opt})}{(T_{max} - T_{opt})} \right)^2 \text{ si } T_{max} > Ta > T_{opt} \quad (3b)$$

$$FT(Ta) = 0 \text{ si } Ta \leq T_{min} \text{ ou } Ta \geq T_{max} \quad (3c)$$

La dynamique du LAI est calculée à partir de l'accroissement ou de la décroissance en biomasse de feuilles pendant la croissance ou la sénescence de la culture, respectivement. Pendant la croissance de la culture, une partie de dAGB est allouée aux feuilles selon la fonction de partition PL, puis convertie en incrément de surface positif de LAI, en utilisant la valeur de surface spécifique des feuilles (SLA pour Specific Leaf Area en anglais) :

$$dLAI(+) = dAGB \cdot PL(Ta) \cdot SLA \quad (4)$$

La fonction de partition aux feuilles est une fonction empirique avec deux paramètres (équation (5)) (Maas, 1993). La fonction est basée sur la somme de températures journalières supérieures à une température de base ($\sum Ta$) :

$$PL(\sum Ta) = 1 - PLa \cdot \exp(PLb \cdot \sum Ta) \quad (5)$$

Comme le paramètre PLa est proche de 0, PL décroît de façon exponentielle avec le temps thermique d'une valeur proche de 1 à l'émergence à une valeur de 0 à la fin de la phase de production des feuilles (LAI_{max}). La sénescence des feuilles commence quand la somme de température atteint un certain seuil (STT). Elle décroît ensuite avec le temps thermique selon un taux déterminé par le paramètre (Rs). La sénescence se termine quand LAI redescend en dessous de sa valeur initiale :

$$dLAI(-) = LAI \cdot \frac{(\sum Ta - STT)}{Rs} \text{ si } \sum Ta > STT \quad (6)$$

Le degré de complexité du modèle est volontairement faible dans le but de faciliter la détermination des différents paramètres qui le compose, dans une optique de spatialisation. Le nombre de paramètre total est de 13. Ces paramètres peuvent être divisés en 3 classes (Tableau 6) :

- La première classe comprend tous les paramètres pouvant être déterminés à priori à partir de précédentes études expérimentales ou de modélisation.
- La seconde classe regroupe les paramètres définissant la phénologie de la culture dépendant du type et de la variété de la culture ainsi que de la date de semis.

- La dernière classe est composée d'un paramètre qui dépend fortement des conditions agro-environnementales. Ce paramètre est eLUE qui prend en compte l'ensemble des stress dans ce modèle.

Tableau 6 : Description des variables d'entrées et de sorties du modèle SAFYE ainsi que des différents paramètres composant le modèle.

description	notation	unité	valeur	source
variables d'entrée				
Rayonnement global incident journalier	Rg	MJ m ⁻² j ⁻¹		
Température de l'air moyenne journalière	Ta	°C		
Paramètres fixes				
Biomasse aérienne initiale	AGB0	g m ⁻²	4.5	correspond à LAI = 0.1 m ² m ⁻² (Duchemin <i>et al.</i> , 2008)
Efficiencce climatique	ε _c		0.48	(Varlet-Grancher <i>et al.</i> , 1982)
Coefficient d'absorption	k		* mesuré	(Claverie <i>et al.</i> , en préparation)
Température minimale de croissance	Tmin	°C	*	(Claverie <i>et al.</i> , en préparation) (Duchemin <i>et al.</i> , 2008)
Température optimale de croissance	Topt	°C	*	
Température maximale de croissance	Tmax	°C	*	
Surface de feuille spécifique	SLA	m ² g ⁻¹	* mesuré	(Claverie <i>et al.</i> , en préparation)
Paramètres phénologiques				
Jour d'émergence	D0	j	calibré	
Fonction de partition aux feuilles : paramètre 1	Pla		calibré	
Fonction de partition aux feuilles : paramètre 2	PLb		calibré	
Somme de température du début de la sénescence	STT	°C	calibré	
Taux de sénescence	Rs	°C j ⁻¹	calibré	
Paramètre agro-environnemental				
efficience d'utilisation de la lumière	eLUE	g MJ ⁻¹	calibré	
variables de sorties				
Surface de feuilles	LAI	m ² m ⁻²		
Biomasse aérienne	AGB	g m ⁻²		

* dépend de la culture considérée

3.2. Description du module de flux de CO₂

Un module de flux de CO₂ a été développé pour être couplé au modèle de culture SAFYE afin de simuler les composantes production primaire de l'écosystème (GEP) et respiration des organismes autotrophes (R_a). À terme, la simulation de la respiration des organismes hétérotrophes (R_h) sera intégrée dans le module de flux de CO₂ afin de pouvoir simuler le flux net de CO₂ de l'écosystème (NEE). Le module de flux de CO₂ n'a pas été intégré directement dans le code de SAFYE afin de ne pas altérer son fonctionnement et pour pouvoir utiliser les travaux de calibration et de spatialisation déjà effectués sur le modèle.

Dans un premier temps la biomasse aérienne (AGB pour Above Ground Biomass en anglais), sortie de SAFYE, a été convertie en production primaire nette (NPP pour Net Primary Production en anglais) aérienne (NPP_a) :

$$NPP_a = C_{veg} \cdot AGB \quad (7)$$

Avec C_{veg}, le contenu en carbone des plantes fixé à 0.46 g C g⁻¹_{veg} d'après les analyses de végétation effectuées pour les différentes cultures présentes sur nos sites. Ensuite NPP pour la plante entière a été calculé :

$$NPP = NPP_a (1 + RtS) \quad (8)$$

Avec RtS le rapport de la biomasse racinaire sur la biomasse aérienne. RtS a été estimé de deux façons différentes, 1) avec une valeur fixe tout au long du développement de la culture (RtSf) de 0.15 d'après les données couramment observées dans la littérature pour les cultures 2) avec une valeur variable au cours du développement de la culture (RtSv), estimée à partir de la paramétrisation proposée par Baret *et al.* (1992).

Concernant le calcul de R_a, deux méthodes de calcul ont été testées :

- Dans la première, l'hypothèse d'un rapport fixe entre NPP et GEP (NtG) a été faite comme cela est fait dans certains modèles de culture existant (Sus *et al.*, 2009):

$$R_a = GEP - NPP = \frac{NPP}{NtG} - NPP \quad (9)$$

NtG a été fixé à 0.58 pour le blé, d'après la somme saisonnière de GEP mesurée et l'estimation de NPP faite à partir des mesures destructives de biomasse aérienne en considérant une valeur de C_{veg} = 0.46 g C g⁻¹_{veg} et une valeur de RtS = 0.15 (Equation (7) et (8)).

- Dans la seconde R_a a été séparée entre respiration d'entretien (R_m pour maintenance respiration en anglais) de la plante et respiration de croissance (R_g pour growth respiration en anglais) avec :

$$R_a = R_m + R_g \quad (10)$$

Ce type de représentation de la respiration autotrophe est couramment utilisé dans la modélisation du fonctionnement des écosystèmes terrestres que ce soit dans les modèles mécanistes (Dufrêne *et al.*, 2005) ou dans les modèles empiriques utilisés à l'échelle du globe (Ruimy *et al.*, 1996) avec des degrés de paramétrisation plus ou moins complexes. Dans sa revue bibliographique, Amthor (2000) explique que R_m dépend de la biomasse totale accumulée à un instant donné (NPP) alors que R_g dépend du produit de la photosynthèse nette de la veille ($dGEP(i-1)$). Ainsi on a :

$$R_m = NPP \cdot M_r \quad (11)$$

$$R_g = dGEP(i-1) \cdot P_g \quad (12)$$

Avec M_r le taux de respiration d'entretien par unité de NPP et P_g le rapport entre respiration de croissance et GEP de la veille, indépendant de la température et de l'espèce, fixé à 0.14 (McCree, 1974). M_r étant connu pour être dépendant de la température (Amthor, 2000), il a été estimé selon une équation de type Q_{10} :

$$M_r = R_{10} \cdot Q_{10}^{\left(\frac{T_a-10}{10}\right)} \cdot sR_{10} \quad (13)$$

R_{10} correspond à la respiration de référence à une température de 10 °C. Ce paramètre a été optimisé par rapport aux mesures de GEP pour la culture de blé d'hiver à Auradé en 2006 (voir section 3.3); une valeur de 0.0025 g C respiré par g C des tissus vivants de la plante a été obtenue. Penning De Vries *et al.* (1989) ont rapporté une valeur moyenne de R_{10} pour différentes cultures de 0.006 ± 0.0027 g C respiré par g C des tissus vivants de la plante. Cette valeur qui est plus forte en comparaison avec notre optimisation correspond cependant à des mesures effectuées seulement sur les feuilles des plantes. Il semble donc réaliste d'obtenir des valeurs de R_{10} plus faible pour la plante entière. Q_{10} représente le facteur d'accroissement de la respiration d'entretien pour une augmentation de la température de 10°C. Q_{10} a été fixé à une valeur de 2 couramment utilisée pour les agrosystèmes (Amthor, 2000). sR_{10} est un coefficient permettant de prendre en compte la proportion de tissus vivant dans la plante au cours de la

sénescence. sR_{10} a été fixé à 1 du jour d'émergence jusqu'au jour où $\sum Ta = STT$ puis au rapport entre la valeur de LAI du jour i et la valeur de LAImax.

Finalement GEP est calculé par addition de NPP et de R_a .

3.3. Evaluation du module de flux de CO₂

Le module de flux de CO₂ a été dans un premier temps testé par rapport aux données de GEP et de R_E mesurées à Auradé en 2006 pendant la saison de blé d'hiver. Une validation du module de flux de CO₂ sera ensuite effectuée pour les cultures d'été dans la section 3.4. Pour procéder à cette évaluation, les paramètres phénologiques du modèle SAFYE (Tableau 6) ont été calibrés par rapport aux données destructives de LAI mesurées sur la parcelle (Fieuzal, 2007). D0 a été fixé 10 jours après le semis et eLUE à une valeur de 2.5 g DM MJ. La Figure 6 montre que le modèle SAFYE calibré donne de très bonnes estimations du LAI et de la biomasse aérienne.

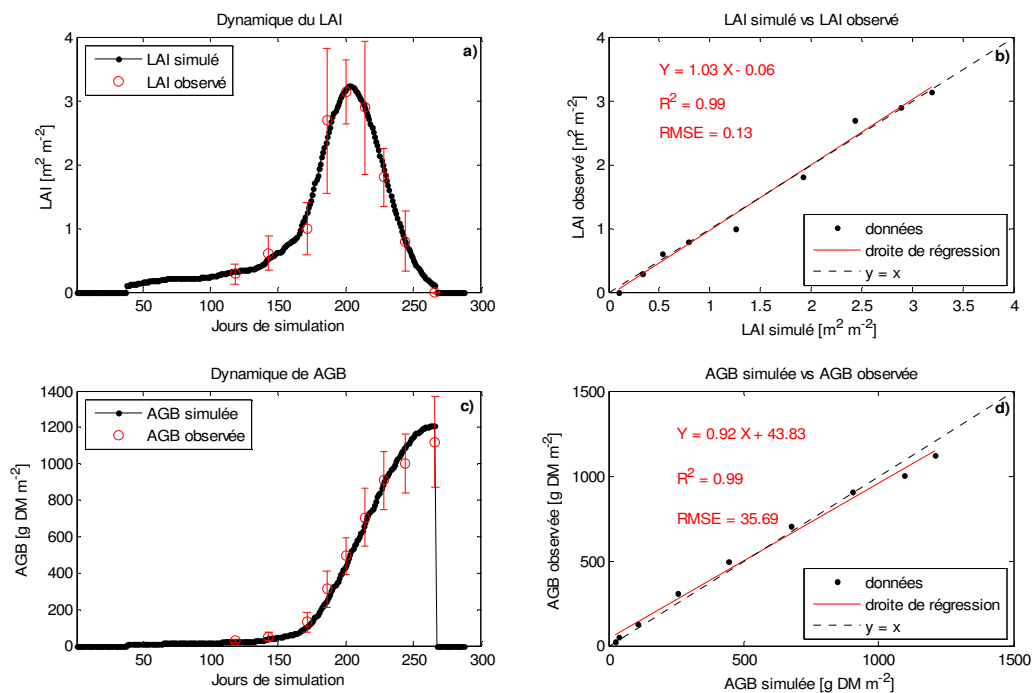


Figure 6 : évaluation des sorties du modèle SAFYE calibré sur les données destructives de LAI mesuré à Auradé sur la culture de blé d'hiver en 2006. Les dynamiques sont représentées en jours de simulation depuis le 01-Oct-2005.

Le module flux de CO₂ présentées ci-dessus a ensuite été utilisé avec les sorties de SAFYE (Figure 6), en testant quatre formulations différentes : 1) avec R_{tSf} et R_a issu de l'équation (9) (Figure 7), 2) avec R_{tSv} et R_a issu de l'équation (9) (Figure 8), 3) avec R_{tSf} et R_a issu de l'équation (10) (Figure 9), 4) avec R_{tSv} et R_a issu de l'équation (10) (Figure 10).

L'utilisation d'une valeur de NtG fixe pour la simulation des flux de CO₂ conduit à une surestimation de R_a qui au maximum du développement de la culture de blé dépasse les observations de R_E (Figure 7 et Figure 8). Ce problème conduit à une surestimation de GEP au maximum du développement du couvert comparé aux observations. Le calcul de R_a avec l'équation (10) conduit à des résultats plus réalistes avec des valeurs de R_a qui sont inférieures aux observations de R_E pendant toute la saison de végétation (Figure 9 et Figure 10). Des mesures par chambres de respiration du sol et de couvert ont été effectuées sur nos parcelles, notamment sur des zones d'exclusion racinaires, permettant une estimation des respirations autotrophe et hétérotrophe (Léopold, 2007; Sagnier, 2007). Ces mesures ont permis de déterminer que pendant la saison de végétation, R_a pouvait représenter plus de 80 % de R_E ce qui correspond aux valeurs maximale de contribution de R_a simulé avec le module de flux de CO₂ dans les observations de R_E. Bien que ces observations semblent confirmer le réalisme des simulations de R_a avec l'équation (10), des mesures ultérieures seront nécessaires à la validation des simulations de R_a, et une étude approfondie des problèmes liés aux différences d'échelles spatiales des différents types de mesures devra être effectuée. Les simulations de GEP sont aussi nettement améliorées avec le calcul de R_a selon l'équation (10).

Pour les deux types de formulation de R_a, la prise en compte de la variation d'allocation vers les racines au cours de la saison (RtSv) améliore légèrement les prédictions de GEP par le modèle. Ainsi le module de flux de CO₂ paramétré selon la formulation 4, permet de retranscrire fidèlement la dynamique saisonnière de GEP comme l'atteste les statistiques de la régression entre simulation et observation reportées sur la Figure 10. C'est cette formulation qui a été retenue dans la suite de notre étude.

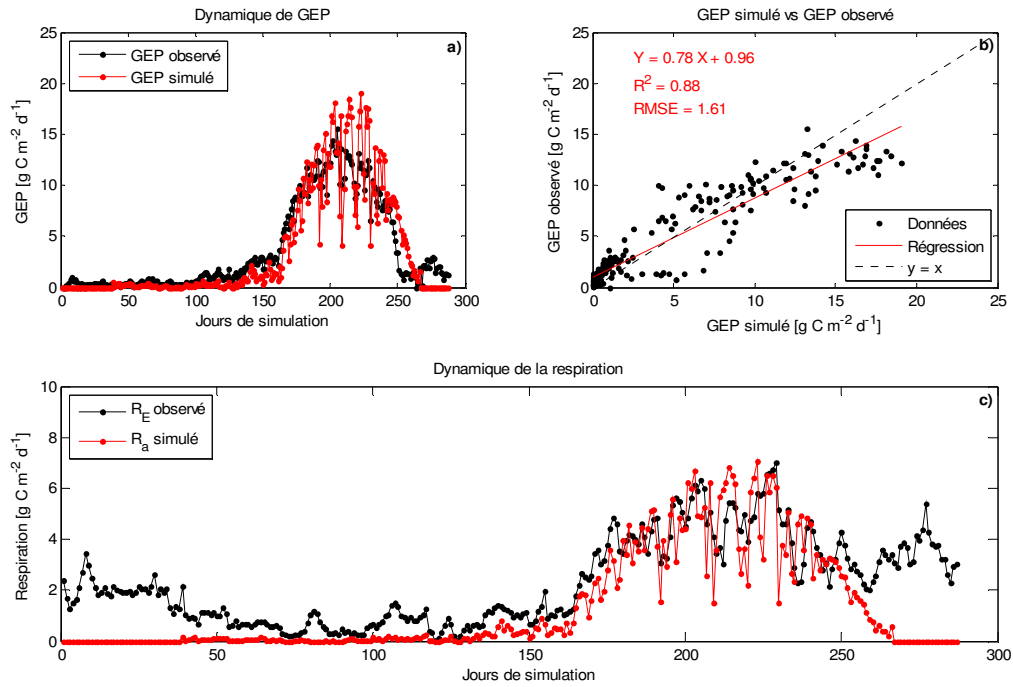


Figure 7 : évaluation des sorties du module de flux de CO₂ avec RtSf et R_a issu de l'équation (9), par rapport aux flux mesurés à Auradé sur la culture de blé d'hiver en 2006. Les dynamiques sont représentées en jours de simulation depuis le 01-Oct-2005.

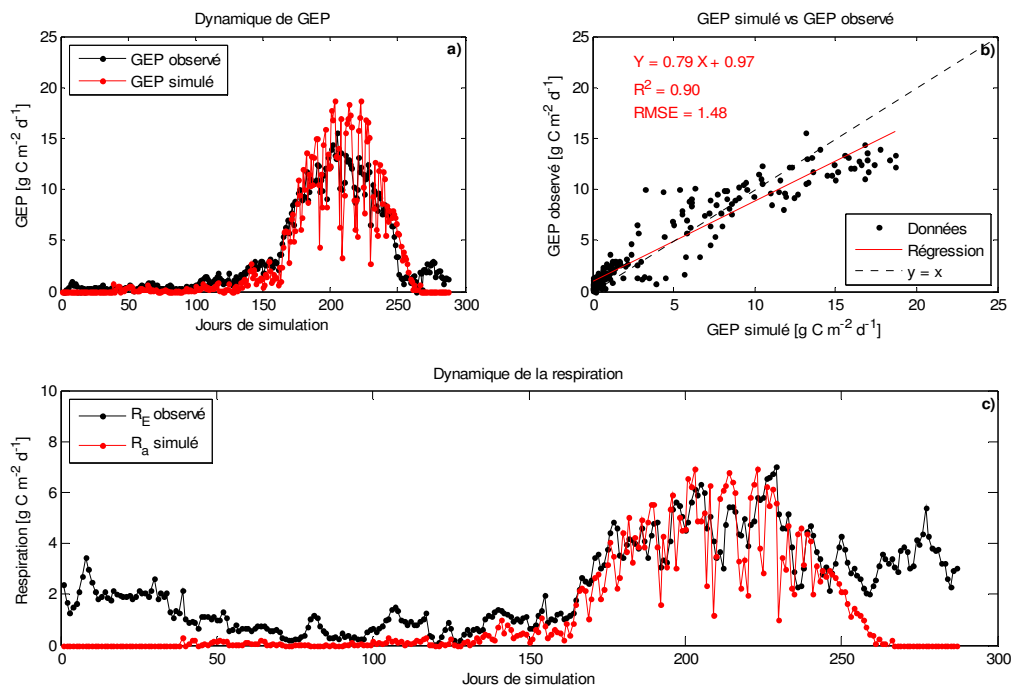


Figure 8 : évaluation des sorties du module de flux de CO₂ avec RtSv et R_a issu de l'équation (9) par rapport aux flux mesurés à Auradé sur la culture de blé d'hiver en 2006. Les dynamiques sont représentées en jours de simulation depuis le 01-Oct-2005.

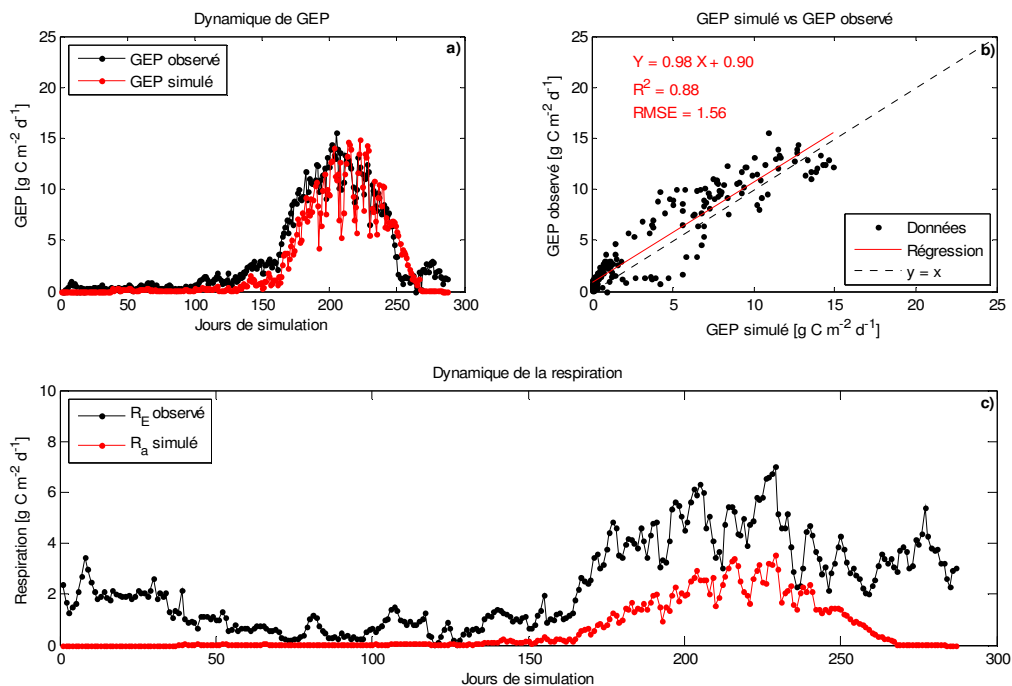


Figure 9 : évaluation des sorties du module de flux de CO₂ avec RtSf et Ra issu de l'équation (10) par rapport aux flux mesurés à Auradé sur la culture de blé d'hiver en 2006. Les dynamiques sont représentées en jours de simulation depuis le 01-Oct-2005.

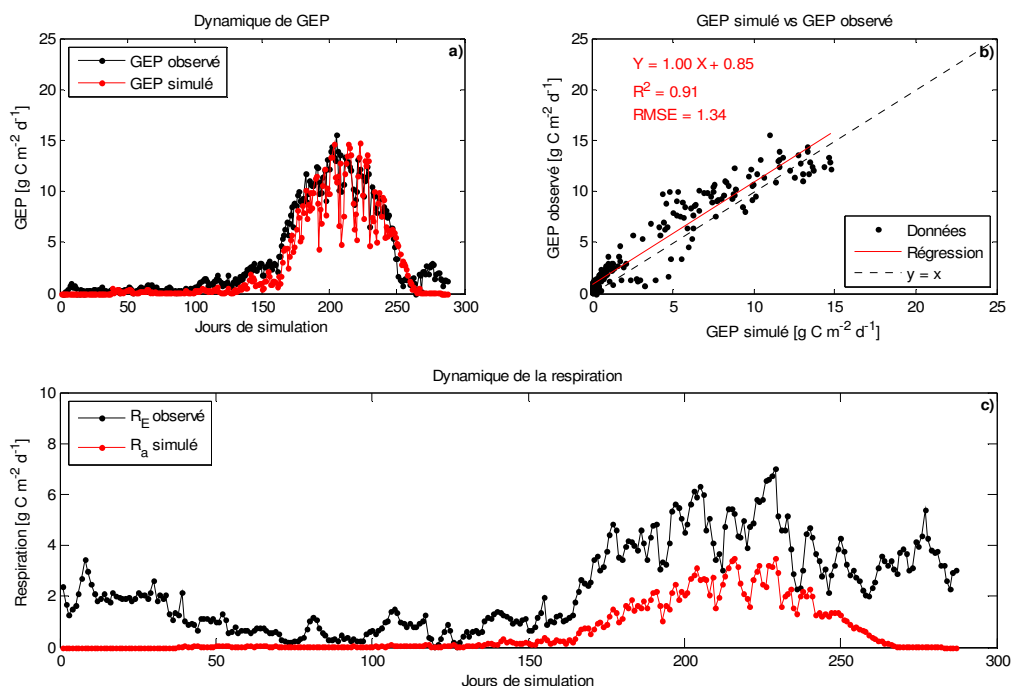


Figure 10 : évaluation des sorties du module de flux de CO₂ avec RtSv et Ra issu de l'équation (10) par rapport aux observations mesurées à Auradé sur la culture de blé d'hiver en 2006. Les dynamiques sont représentées en jours de simulation depuis le 01-Oct-2005.

3.4. Spatialisation de SAFYE et du module de flux de CO₂

La spatialisation du modèle SAFYE dans le cadre du chantier Sud Ouest du CESBIO fait partie des objectifs de la thèse de Martin Claverie (en préparation) pour les cultures d'été (Maïs, Tournesol et Soja). Cette spatialisation sera effectuée sur un carré de 24 par 24 km au sud ouest de Toulouse, correspondant à l'emprise des images acquises par le satellite FORMOSAT-2. Comme la spatialisation de SAFYE est actuellement effectuée uniquement pour les cultures d'été, les résultats ont été comparés avec les mesures de flux de Lamasquère 2006 et d'Auradé 2007 car du maïs et du tournesol étaient cultivés sur ces parcelles, respectivement. La classification des différentes cultures (Idbraim, 2009) a été effectuée sur la base d'une segmentation légèrement inférieure à la taille des parcelles. Les segments d'une taille inférieure à 40 pixels (soit 0.25 ha) et dont l'incertitude de classification est supérieure à 20 % ont été écartés de l'analyse. Pour chaque segment, la dynamique temporelle du LAI a été calculée à partir de relations établies expérimentalement entre le NDVI (pour Normalised Difference Vegetation Index en anglais) issu des images FORMOSAT-2 et le LAI mesuré sur le terrain par des méthodes de photographies hémisphériques qui ont elle même été précédemment calibrées à partir de mesures destructives sur notre zone d'étude (Demarez *et al.*, 2008). Le modèle SAFYE a ainsi pu être calibré à partir de ces dynamiques temporelles de LAI. L'optimisation des paramètres de SAFYE a été effectuée en deux étapes par minimisation du RMSE entre le LAI observé des images FORMOSAT-2 et le LAI simulé par SAFYE :

- Dans un premier temps, les paramètres D0, eLUE, PLa, PLb, STT et Rs ont été optimisés pour chaque segment de l'image. A partir de ces optimisations, des paramètres phénologiques (PLa, PLb, STT et Rs) moyens ont été calculés pour chaque culture.
- Dans un second temps, D0 et eLUE ont été à nouveau optimisés pour chaque segment mais avec les paramètres PLa, PLb, STT et Rs fixés aux valeurs moyennes calculées précédemment pour chaque culture.

Cette optimisation en deux étapes permet dans un premier temps de déterminer des paramètres phénologiques moyens pour chaque culture et dans un second temps de rendre compte des différences de pratiques culturales, des différences variétales et des différences de conditions pédoclimatiques engendrant une variabilité propres à chaque segment. Cette méthode permet ainsi de simuler la biomasse aérienne spatialisée au pas de temps journalier à partir de données de LAI spatialisés issues d'images satellites. Les variables météorologiques utilisées en entrée du modèle SAFYE (Rg et Ta) sont issues des stations d'Auradé et de Lamasquère, étant donné que l'exercice de spatialisation présenté ici porte principalement sur les parcelles expérimentales et les parcelles avoisinantes. De plus, pour un pas de temps journalier, la variabilité spatiale de ces variables à l'échelle du carré de 24

x 24 km est faible et les données des sites sont bien représentatives de la zone d'études (Auckenthaler, 2009).

Les flux de CO₂ spatialisés ont été calculés en utilisant une paramétrisation du module de CO₂ identique à celle utilisée pour le blé dans la section 3.3. L'hypothèse a donc été faite que cette paramétrisation était générique pour les agrosystèmes : ainsi des estimations de GEP et de R_a spatialisées ont été effectuées.

3.4.1. Lamasquère 2006 : évaluation des simulations spatialisées

Sur la Figure 11 (a), la dynamique saisonnière de GEP est représentée moyennée pour l'ensemble des segments identifiés en maïs sur le carré de 24 x 24 km, pour le segment correspondant à la parcelle expérimentale et enfin pour les mesures effectuées sur la parcelle expérimentale (voir Figure 12 pour la position du mât de mesure sur le segment).

A la fin du cycle de végétation, les valeurs de GEP divergent entre modèle et mesures. Cela vient du fait que le maïs de la parcelle expérimentale a été utilisé pour l'ensilage. Il a donc été récolté à la fin du mois d'août, avant le début de la sénescence de la culture alors que presque toutes les parcelles en maïs de la zone ont été récoltées plus tard (fin septembre début octobre) pour la production de grains. Comme la distinction entre le maïs cultivé pour l'ensilage et le maïs cultivé pour le grain n'était pas effectuée dans la classification à ce stade, et que le maïs cultivé pour l'ensilage était très minoritaire dans cette zone, les paramètres phénologiques du modèle SAFYE qui ont été optimisés sur l'ensemble des parcelles de maïs ne tiennent quasiment pas compte de cette récolte précoce. Ainsi, les dynamiques de GEP et de R_a simulées sur le segment correspondant à la parcelle expérimentale ainsi que les régressions entre observations et simulations présentées sur la Figure 11 ne prennent pas en compte les données simulées après la date de récolte observée sur la parcelle expérimentale.

Pour le segment correspondant à la parcelle expérimentale, les simulations sont très proches des observations comme le prouvent les statistiques de la régression (Figure 11 c). La comparaison entre les mesures à l'échelle de la parcelle et les simulations sur l'ensemble des segments de maïs donne aussi de bons résultats (Figure 11 b). L'écart (valeurs de GEP plus fortes calculées par le modèle par rapport aux observations) était dans ce cas très probablement réel car la parcelle de Lamasquère était peu irriguée en 2006 en raison de problèmes du système d'irrigation (Béziat *et al.*, 2009). De la même façon que pour GEP, les valeurs simulées de R_a semblent réalistes par rapport aux observations de R_E sur le segment correspondant à la parcelle expérimentale (Figure 11 c), et ce jusqu'à la récolte observée, date après laquelle les observations et les simulations ne sont plus comparables comme expliqué précédemment.

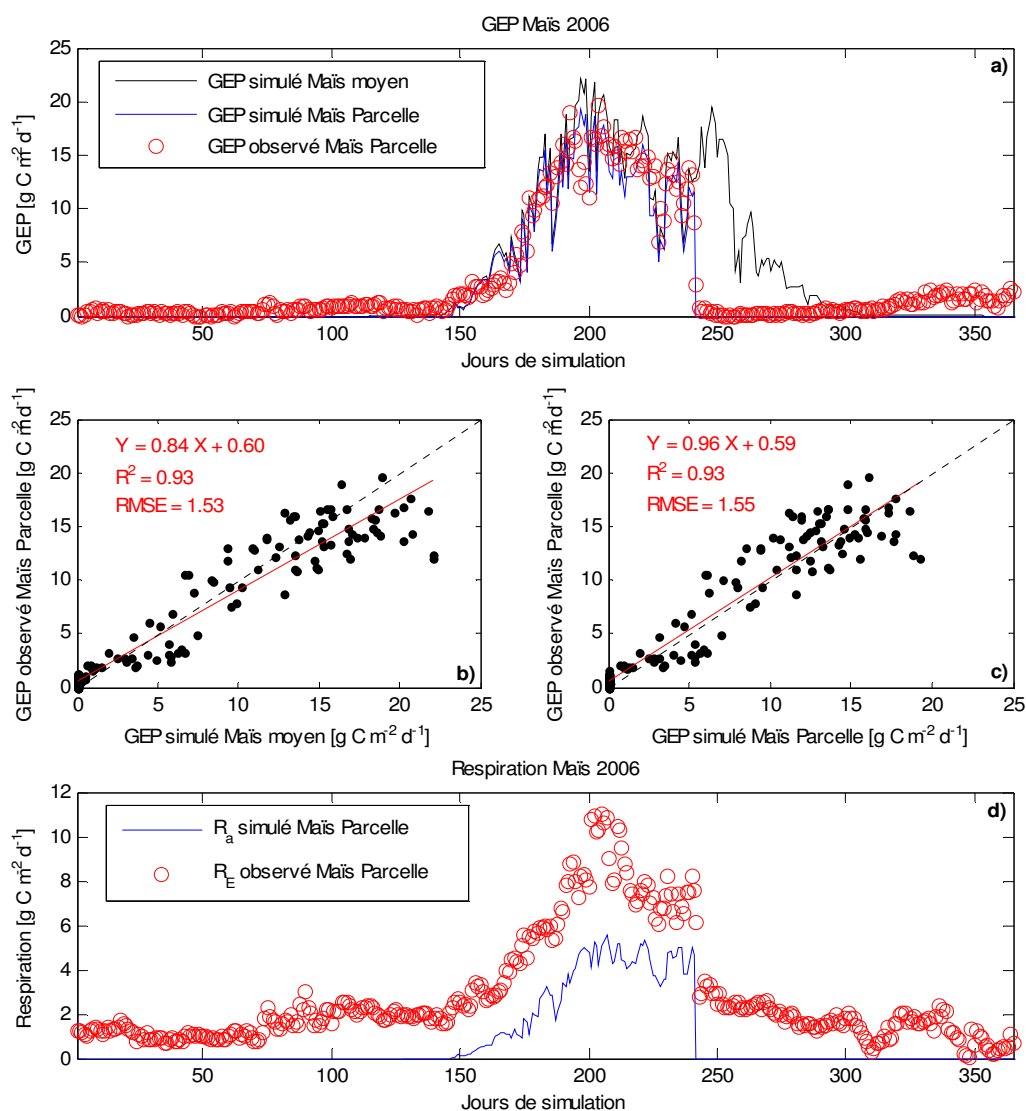


Figure 11 : Evaluation de GEP et R_a calculés avec le module de flux de CO_2 spatialisé en 2006 pour les cultures de maïs. GEP simulé moyen correspond au profil moyen de l'ensemble des parcelles de maïs du carré de 24 x 24 km. GEP et R_a simulés de la parcelle correspondent aux profils simulés sur le segment correspondant à la parcelle expérimentale. GEP et R_E observés correspondent aux mesures effectuées sur la parcelle expérimentale de Lamasquère. Les dynamiques (a et d) sont représentées en jours de simulation depuis le 01-Jan-2006.

La Figure 12 présente la dynamique saisonnière de GEP spatialisée sur la parcelle expérimentale de Lamasquère et sur les parcelles avoisinantes cultivées avec des cultures d'été. La variabilité spatiale observée est le résultat des différences d'espèces cultivées. Au sein d'une même espèce cette variabilité retranscrit les différences de variétés, de pratiques culturales et de stress spécifiques à chaque parcelle. Certains segments sur cette représentation ont une valeur de GEP proche de $0 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$, constante sur toute la période de végétation qui correspondent probablement à des artefacts de classification (sol nu ou sol nu plus repousses).

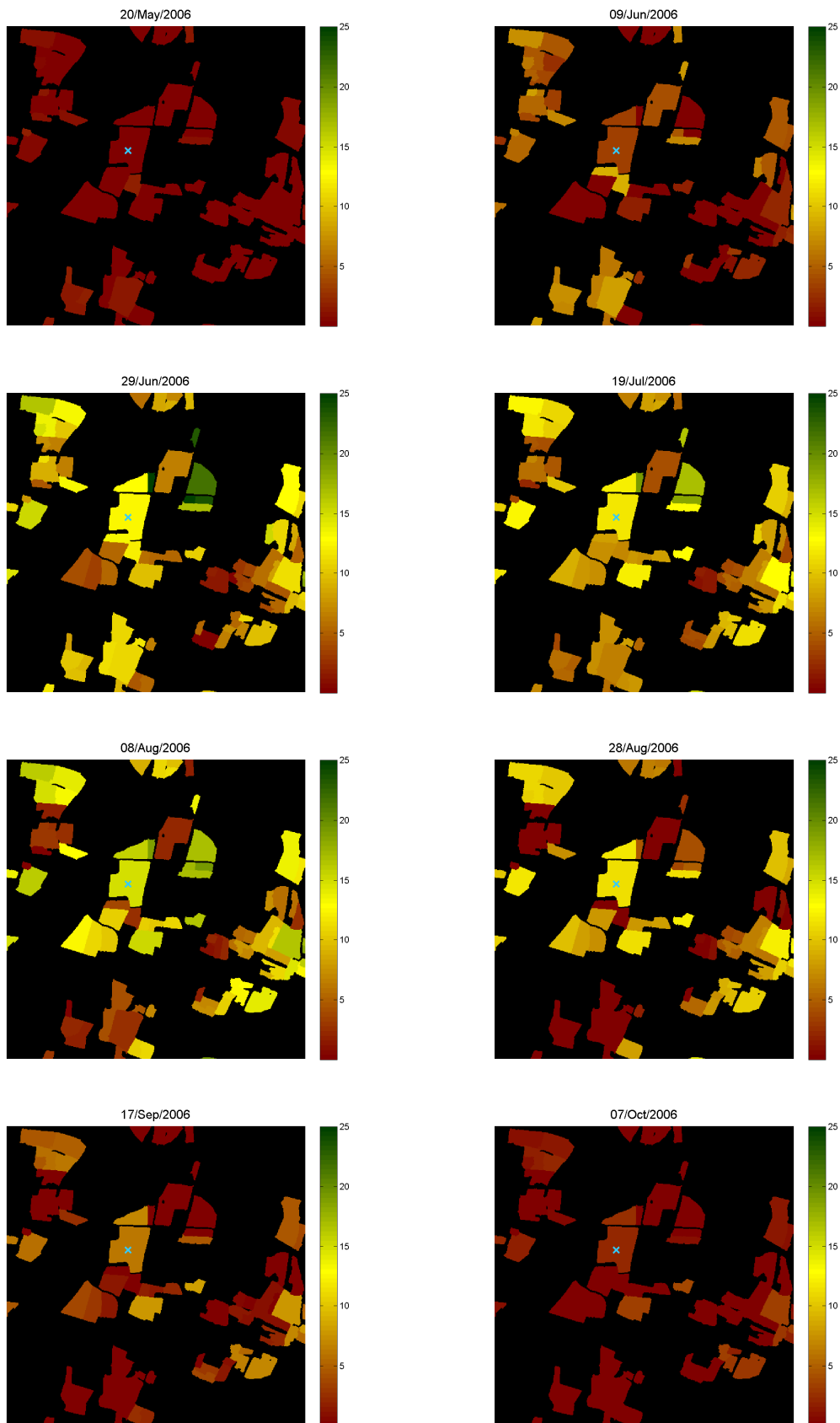


Figure 12 : Dynamique de GEP spatialisé sur la parcelle de Lamasquère et les parcelles avoisinantes. Le haut de l'image est orienté au nord et l'échelle est de 800 m pour 1 cm sur la carte. Les barres de couleur correspondent aux valeurs de GEP exprimées en $\text{g C m}^{-2} \text{j}^{-1}$. La croix bleue représente le mat de mesure.

3.4.2. Auradé 2007 : analyse de la variabilité intra parcellaire et de son impact sur le flux

Pour l'ensemble des segments identifiés en tournesol sur le carré de 24 x 24 km, les simulations de GEP sont en bonne adéquation avec les mesures effectuées sur la parcelle expérimentale d'Auradé (Figure 13a et b). La parcelle expérimentale est divisée en sept segments (Figure 14) dont deux ont été filtrés (les segments noirs de part et d'autre du mat de mesure) en raison de leur petite taille (voir section 3.4). Afin de comparer les simulations et les observations sur la parcelle expérimentale, les résultats de SAFYE obtenus sur les segments 1, 2 et 3 ont été moyennés. Les segments 4 et 5 n'ont pas été intégrés dans la moyenne car ils ne sont quasiment jamais couverts par les mesures de flux aux vus de la rose des vents présentée dans l'introduction de la thèse.

Le profil moyen de GEP simulé sur les segments 1, 2 et 3 est surestimé par rapport aux observations (Figure 13a et c) bien que la forte valeur de R^2 et la faible valeur de RMSE montrent une bonne concordance entre simulations et observations.

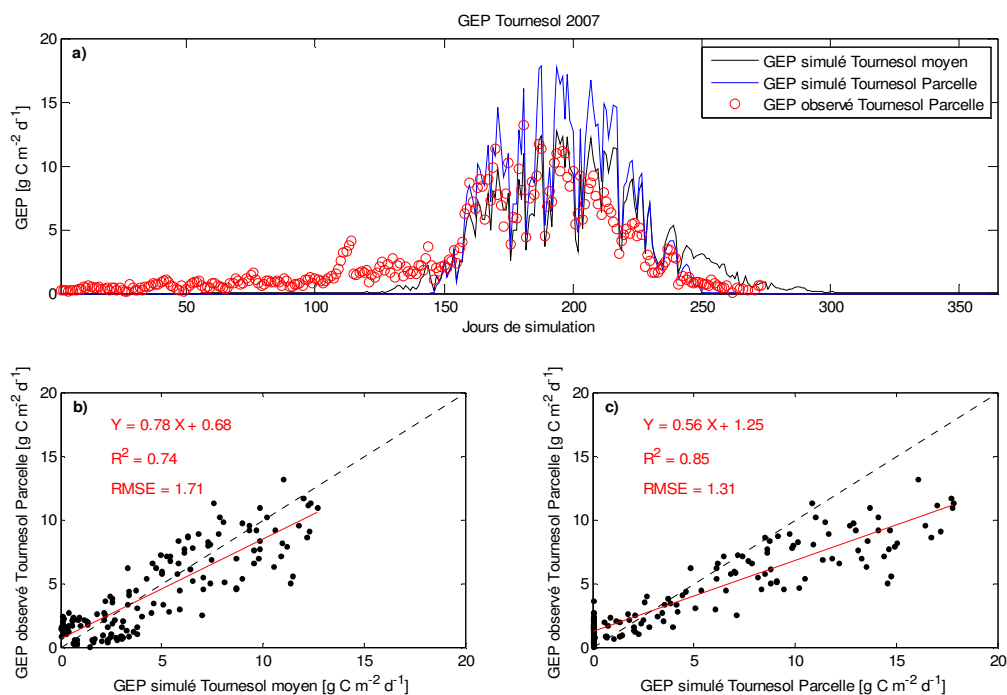


Figure 13 : Evaluation de GEP calculé avec le module de flux de CO_2 spatialisé en 2007 pour les cultures de Tournesol. GEP simulé moyen correspond au profil moyen de l'ensemble des parcelles de tournesol du carré de 24 x 24 km. GEP simulé de la parcelle correspond au profil simulé sur les trois segments principaux correspondant à la parcelle expérimentale (voir texte). GEP observé correspond aux mesures effectuées sur la parcelle expérimentale d'Auradé. La dynamique (a) est représentée en jours de simulation depuis le 01-Jan-2007.

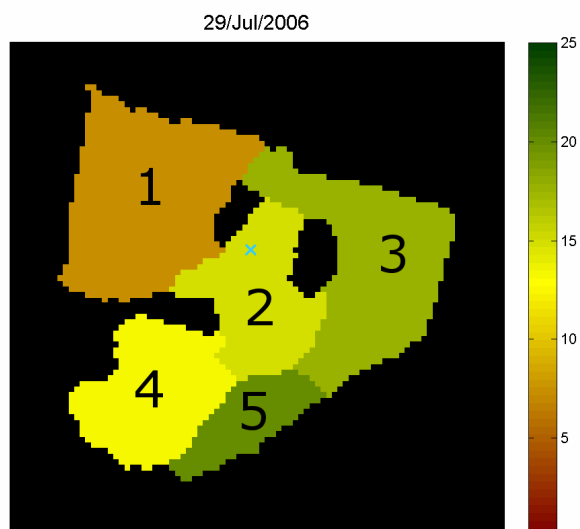


Figure 14 : GEP spatialisée sur les segments composants la parcelle d'Auradé le 29-Juil-2006. Le haut de l'image est orienté au nord et l'échelle est de 100 m pour 1 cm sur la carte. La barre de couleur correspond aux valeurs de GEP exprimées en $\text{g C m}^{-2} \text{j}^{-1}$. La croix bleue représente l'emplacement du mât de mesure.

L'analyse de la Figure 15 a) montre une forte variabilité dans les simulations de GEP pour ces trois segments. Ces écarts peuvent expliquer la différence entre simulations et observations pour la parcelle expérimentale. En effet, la surface respective des trois segments n'est pas prise en compte dans le calcul de la moyenne du profil de GEP simulé, ce qui peut induire une erreur de contribution des différents segments à la moyenne de GEP. De plus, l'empreinte des mesures de GEP n'est pas forcément équitablement répartie entre les trois segments. Ainsi certains segments peuvent être préférentiellement représentés dans les mesures.

Pour évaluer cette seconde hypothèse, une moyenne pondérée de GEP des segments 1, 2 et 3 a été effectuée en fonction de la distribution des directions de vent pour l'année 2007 à Auradé (Figure 15 b). Dans 68 % des cas la direction du vent provenait de l'Ouest (segment 1) et dans 32 % des cas du sud-est (moyenne des segments 2 et 3). Cette pondération a permis de nettement améliorer la régression entre observations et simulations à l'échelle de la parcelle en augmentant la pente de 0.56 à 0.70. Cette analyse grossière montre qu'il sera particulièrement intéressant dans de futures études :

- de prendre en compte à la fois l'hétérogénéité intra parcellaire de la dynamique de la végétation à l'échelle du pixel,
- de prendre en compte plus précisément la source des flux mesurés par l'utilisation de modèle d'empreintes (footprint en anglais),
- de prendre en compte cette hétérogénéité dans les bilans annuels (à terme dans NEP et NBP, voir chapitre 2) à l'échelle de la parcelle.

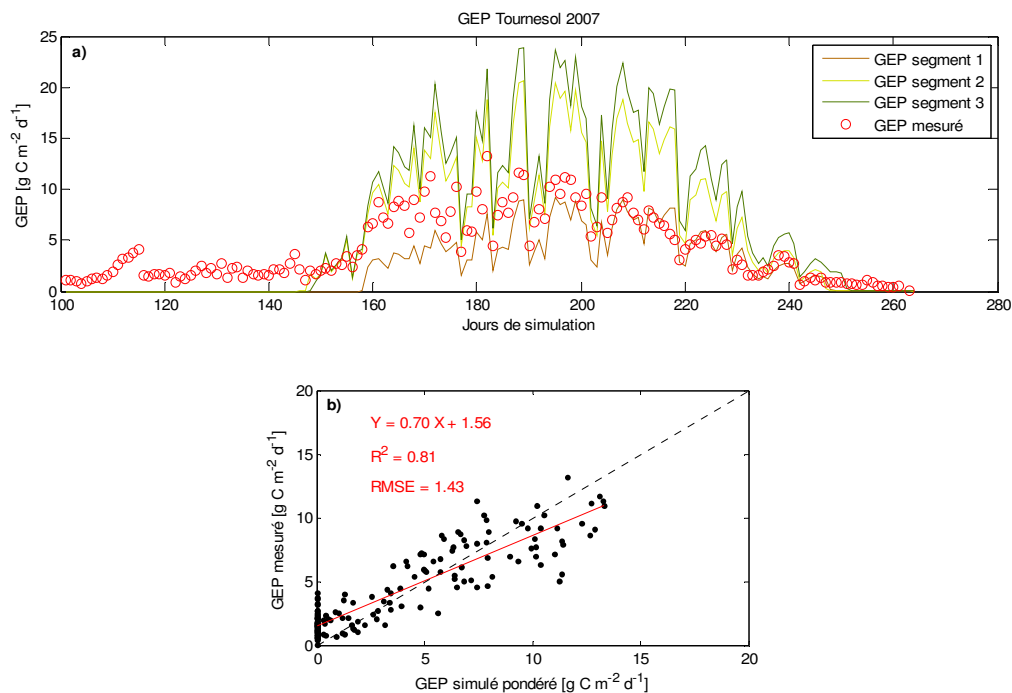


Figure 15 : (a) Dynamique de GEP mesuré et simulé sur les segments 1, 2 et 3 (voir Figure 14) et (b) régression entre GEP mesuré et la moyenne pondérée (voir texte) des simulations de GEP sur les segments 1, 2 et 3 entre le semi et la récolte du tournesol sur la parcelle d'Auradé en 2007.

3.5. Discussion et conclusions

L'originalité du modèle SAFYE vient du fait qu'il permet d'estimer de façon assez précise et générique la production de biomasse aérienne des cultures, à partir de l'optimisation, sur des mesures de profils de LAI, de paramètres phénologiques spécifiques d'une espèce donnée et des paramètres DO et eLUE prenant implicitement en compte les spécificités locales en terme de pratiques culturales et de stress éventuels.

Le développement du module de flux de CO₂ associé au modèle SAFYE est une première étape vers l'étude spatialisée des différentes composantes du bilan de carbone. Il existe une version de SAFYE couplée avec un module de fonctionnement hydrique de l'écosystème, basé sur la méthode FAO 56 (Allen *et al.*, 1998). Non seulement cette version permet de calculer l'évapotranspiration spatialisée, mais elle offre aussi l'opportunité d'intégrer un module de respiration des organismes hétérotrophe du sol qui tient compte de la dynamique du contenu en eau du sol et ainsi de pouvoir calculer le bilan annuel de flux net de CO₂ à une échelle régionale. La combinaison de ces différents flux de CO₂ et d'eau permettra donc à terme une étude spatialisée de l'efficacité de l'utilisation de l'eau avec des points de vues à la fois agronomiques et environnementaux comme définis et analysés dans le chapitre 3 de cette thèse à l'échelle de la parcelle.

Ce travail de spatialisation sera cependant complexe car il nécessitera une connaissance spatialisée des propriétés du sol (capacité au champ, point de flétrissement permanent, profondeur du sol, propriétés de diffusion dans le sol...).

En revanche, la simulation du flux net de CO₂ permettra une comparaison plus directe avec les mesures effectuées in situ. En effet la bonne qualité de la comparaison entre observations et simulations de GEP présentée dans ce chapitre pourrait en parti être induite par l'auto corrélation liée à l'utilisation des mêmes variables météorologiques à la fois en entrée du modèle et dans les procédures de décomposition du flux net de CO₂. Cependant une validation complète des différents termes simulés composant le flux net de CO₂ nécessitera des mesures directes sur le terrain de ces différents termes.

A terme, cette étude préliminaire de l'utilisation spatialisée du modèle SAFYE, couplé au module de flux de CO₂ sera approfondie dans l'optique d'études sur :

- la variabilité intra parcellaire du couvert et de ses déterminants et son impact sur les flux et bilans annuels de CO₂ et d'eau à l'échelle de la parcelle,
- les déterminants de la variabilité inter parcellaire ainsi que le calcul des bilans d'eau et de CO₂ et des efficacités d'utilisation de l'eau à une échelle régionale.

Conclusion générale

L'objectif général de cette thèse était d'analyser le fonctionnement carboné et hydrique des agrosystèmes en relation avec le climat et les pratiques culturales à partir de mesures de flux de matière (CO₂ et eau) et d'énergie, par la méthode des fluctuations turbulentes (EC). A partir de ces mesures et au travers des quatre chapitres composants cette thèse, une analyse des flux et bilans de carbone et d'eau a été effectuée, et un écobilan intégrant les émissions de gaz à effet de serre (GES) liées aux pratiques culturales a été établi pour les agrosystèmes Européens du réseau CarboEurope-IP, représentant un panel important de cultures et de pratiques culturales. Différentes approches de l'efficacité de l'utilisation de l'eau ont été analysées sous des perspectives agronomiques et environnementales actuelles. Finalement, ces mesures de flux ont été valorisées par un exercice préliminaire de modélisation mécaniste du fonctionnement des agrosystèmes ainsi que par l'utilisation combinée des mesures de flux avec un modèle empirique peu paramétré (SAFYE) et des données de télédétection pour l'étude spatialisée des flux de CO₂ sur les agrosystèmes. De plus, ces travaux de thèse ont également été valorisés par la participation à différentes études dans le cadre du projet CarboEurope-IP (Eugster *et al.*, 2009; Kutsch *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2009; Sus *et al.*, 2009; Wattenbach *et al.*, 2009).

1. Aspects méthodologiques

La méthode des fluctuations turbulentes (EC) permet de mesurer les flux de matière et d'énergie au pas de temps semi horaire. L'ensemble de ces travaux de thèse a permis de montrer que cet outil est bien adapté à l'étude de certains des processus physiques et écophysologiques à l'origine des différents flux. Cependant, cette méthode doit être utilisée avec précaution car les mesures peuvent être affectées par différents problèmes techniques mais aussi par des événements physiques réels, non ou mal pris en compte par la méthode de mesure. Par exemple, le problème qui est actuellement le plus discuté dans la communauté provient des mesures en condition de faibles turbulences, le plus souvent en périodes nocturnes. Dans ces conditions, les échanges de matière et d'énergie ne sont plus majoritairement effectués par les turbulences mesurées par le système d'EC, et d'autres phénomènes tels que l'advection, le stockage, les turbulences intermittentes ou de basses fréquences (Aubinet, 2008; Foken, 2008) interviennent alors de façon significative sur les flux. Ces phénomènes n'étant pas ou mal pris en compte par les mesures d'EC, les flux mesurés dans ces conditions sont généralement sous estimés. Une série de corrections (corrections spectrales, calcul du stockage...) et de tests permettant de vérifier la qualité des flux a donc dû être mis en place afin d'obtenir des mesures de bonne qualité. Ces tests induisent cependant d'importantes pertes de données. Ainsi l'étude des flux à des échelles de temps supérieures à la demie heure (bilans journaliers, saisonniers, annuels...) a

nécessité la mise en place d'une méthodologie fiable de remplacement des données manquantes. Nous avons montré que l'incertitude aléatoire induite par ces différents tests et traitements sur les flux intégrés temporellement est faible et généralement bien inférieure aux incertitudes que l'on peut rencontrer avec les mesures destructives de la biomasse. Ces dernières doivent donc faire l'objet d'une attention particulière pour permettre une étude plus précise des bilans annuels de carbone à l'échelle de la parcelle. Ainsi à l'heure actuelle la méthode d'EC est la plus utilisée et probablement la mieux adaptée à l'étude des bilans de carbone et d'eau des écosystèmes terrestres. De plus, nous avons montré que des méthodes empiriques permettent de décomposer les flux net de CO₂ en assimilation et respiration de l'écosystème et le flux net d'eau en évaporation du sol et transpiration des plantes. Bien que ces estimations ne permettent pas de décrire finement les processus engagés et induisent d'importantes corrélations entre les variables météorologiques utilisées et les flux estimés, elles sont très utiles pour quantifier la part des différentes composantes des flux nets dans les bilans.

2. Bilans et efficacités des cultures

Au travers des différents travaux de cette thèse, il a été montré qu'à l'échelle annuelle, le flux net de CO₂ (NEP pour Net Ecosystem Production en anglais) d'une parcelle agricole cultivée est généralement négatif ($-284 \pm 228 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour 41 années-sites du réseau CarboEurope-IP), ce qui veut dire que la plupart des parcelles sont des puits atmosphériques de CO₂. Il a été mis en évidence que la force de ce puits est impactée par différents facteurs naturels et anthropiques. L'espèce des plantes cultivées impacte la longueur de la période de végétation, et donc la longueur des périodes de sol nu ou l'écosystème perd du carbone par le biais de la respiration des organismes hétérotrophes (décomposition de la matière organique du sol et des résidus de culture). Nous avons montré que pour les cultures des parcelles d'Auradé et de Lamasquère la longueur de la période d'assimilation nette était 53 % inférieure pour les cultures d'été par rapport aux cultures d'hiver ce qui provoquait une réduction de 76 % dans la force du puits. Des différences de réponses photosynthétiques aux forçages climatiques (intensité et qualité de la lumière, déficit de vapeur d'eau...), des différences morphologiques (indice foliaire, architecture...) et des différences physiologiques entre les espèces cultivées sont aussi à l'origine des variations observées dans l'intensité des puits. La variabilité interannuelle des conditions climatiques peut être à l'origine de différences significatives en terme de dynamiques des flux et bilans annuels de carbone et d'eau. Par exemple, en raison d'un hiver 2006-2007 exceptionnellement chaud, le développement précoce du blé d'hiver observé à Lamasquère est à l'origine d'une période d'assimilation plus longue et d'une force de puits plus importante par rapport au blé d'hiver cultivé à Auradé en 2005-2006. Enfin, la gestion des parcelles peut aussi fortement

impacter le flux net de CO₂ annuel. De multiples exemples mettant en évidence ces impacts ont été développés dans le chapitre 2. Par exemple l'interruption des repousses par le travail du sol et les faibles irrigations sur le maïs impactaient négativement la force des puits.

Cependant, afin d'évaluer un bilan de carbone des agrosystèmes, le flux net de CO₂ mesuré à l'interface écosystème atmosphère ne suffit pas. Il est nécessaire de prendre en compte les imports de carbone à travers la fertilisation organique et les exports de carbone au moment de la récolte. Ainsi il a été montré que le bilan de carbone correspond rarement à un puits et que le plus souvent il est une source de carbone pour l'atmosphère (en moyenne $127 \pm 243 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour 41 années-sites du réseau CarboEurope-IP). En moyenne pour ces 41 années-sites étudiés, le flux net vertical de CO₂ représentait 37 % du bilan (soit 88 % des entrées de carbone dans la parcelle), les apports de carbone sous forme de fertilisation organique et de semences représentaient 5 % du bilan (soit 12 % des entrées de carbone) et les exports de carbone au moment de la récolte représentaient 58 % du bilan. L'importante variabilité du bilan ($243 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$) est liée aux différences observées pour les différents sites en terme d'espèces cultivées, de climat et de pratiques culturales. Globalement, les exploitations qui exportent à la fois les graines et les pailles perdent du carbone. En revanche, la fertilisation organique a un effet améliorant sur le bilan de carbone des parcelles. La prise en compte des émissions de GES liées aux différentes pratiques culturales (EFO pour Emissions from Farm Operations) a permis d'établir un bilan de GES à l'échelle de la parcelle (en moyenne $190 \pm 257 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour 41 années-sites du réseau CarboEurope-IP). *In fine*, les EFOs représentaient en moyenne seulement 7.6 % du bilan de GES. Ces résultats montrent qu'il est donc fondamental de considérer les flux biosphériques de CO₂ (qui représentent 88 % des entrées de carbone) dans le bilan annuel de GES de la parcelle sans quoi ce bilan serait très fortement surestimé. Bien que la forte variabilité des bilans de carbone et des émissions de GES pour les différentes cultures ne permette pas encore de faire des recommandations précises sur la gestion des agrosystèmes, elles sont particulièrement intéressantes car elles permettent de réaliser à l'échelle d'une rotation des estimations quantitatives des variations de stocks de carbone dans les sols, ce qui est à l'heure actuelle quasiment impossible en mesurant directement les contenus en carbone organique du sol dont les variations ne sont détectables que sur des périodes beaucoup plus longues (plusieurs dizaines d'années (Smith *et al.*, 2005a; Smith *et al.*, 2009)).

Dans le contexte des changements climatiques impactant la distribution des précipitations, il est également fondamental de prendre en compte l'utilisation de la ressource hydrique par les agrosystèmes. La décomposition de l'évapotranspiration (ETR) mesurée par le système d'EC en évaporation du sol (E) et transpiration (TR) des plantes a permis de déterminer que la proportion annuelle de E dans ETR pouvait varier entre 50 % et plus de 70 % en fonction de la durée et de la répartition des périodes de sol nu dans l'année ainsi que du l'indice foliaire de la culture en place. L'efficacité de l'utilisation de l'eau (WUE) a été abordée à travers des points de vues agronomiques (WUE_{agro}) et environnementaux (WUE_{eco} et WUE_{NBP}) pouvant parfois être en opposition. Nous avons

vu que L'augmentation des exports de biomasse (sélection génétique, favorisation de l'ensilage...) permettrait d'améliorer la WUE_{agro} mais pourrait avoir des conséquences négatives sur la WUE_{NBP} . Il a par exemple été montré que d'un point de vue agronomique, la WUE du maïs utilisé pour l'ensilage était très élevée alors que d'un point de vue environnemental la même culture présentait une efficacité très mauvaise. Des solutions permettant de diminuer la part de E dans ETR (paillage, sélection de plantes à recouvrement rapide et supportant de fortes densités) permettraient sans doute d'améliorer à la fois la WUE_{agro} et la WUE_{eco} (et la WUE_{NBP}).

3. Perspectives

Aux vues de la variabilité rencontrée dans les estimations de bilan parcellaire d'eau et de carbone, il apparaît clairement que la continuité et l'extension de ce type d'études à d'autres types d'agrosystèmes (espèces cultivées et pratiques culturales) sera nécessaire pour permettre d'améliorer et d'approfondir notre compréhension des déterminants de ces bilans pour les agrosystèmes. La mesure des émissions des autres GES, notamment ceux qui sont associées aux différentes pratiques culturales sera elle aussi indispensable pour fournir des recommandations sur les pratiques culturales à mettre en œuvre pour réduire la contribution des agrosystèmes au réchauffement climatique et pour évaluer leurs performances en terme de production par rapport aux GES émis. Les modèles mécanistes fonctionnant à l'échelle de la parcelle tel que le modèle ICASTICS, présenté dans le chapitre 4 sont particulièrement adaptés à l'étude des déterminants des bilans d'eau et de carbone sur cultures. En effet, ils permettent d'étudier de manière exhaustive l'impact de la variabilité climatique et des pratiques culturales sur le fonctionnement des agrosystèmes et servent à tester l'impact de scénarii climatiques et de gestion. Dans leur étude d'inter comparaison de modèle, Wattenbach *et al.* (2009) ont mis en évidence le manque actuel de modèles fonctionnant à l'échelle de la parcelle, capable de prendre en compte à la fois les processus écophysologiques à l'origine des flux ainsi que la diversité des pratiques culturales et des espèces cultivées. Le modèle ICASTICS se positionne donc particulièrement bien par rapport à ces attentes.

Pour finir, en parallèle à la modélisation mécaniste, l'utilisation de modèles empiriques faiblement paramétrés, combinés à l'outil télédétection qui propose des séries d'images dont la répétitivité temporelle et la résolution spatiale ne cessent d'être améliorées (FORMOSAT2, VEN μ S) offre une réelle opportunité d'étudier la variabilité spatiale et temporelle des flux et bilans de carbone et d'eau à des échelles plus larges que celle de la parcelle.

Références bibliographiques

- ADEME (2007). Bilan Carbone, Calcul des facteurs d'émissions et sources bibliographiques utilisées Version 5.0. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.
- Albrizio, R. & Steduto, P. (2005) Resource use efficiency of field-grown sunflower, sorghum, wheat and chickpea: I. Radiation use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology*, **130**, 254-268.
- Allard, V., Soussana, J.F., Falcimagne, R., Berbigier, P., Bonnefond, J.M., Ceschia, E., D'Hour, P., Henault, C., Laville, P., Martin, C., & Pinares-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.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., & Smith, M. (1998) *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56*, Rome.
- Alton, P.B., North, P.R., & Los, S.O. (2007) The impact of diffuse sunlight on canopy light-use efficiency, gross photosynthetic product and net ecosystem exchange in three forest biomes. *Global Change Biology*, **13**, 776-787.
- Ammann, C., Meixner, F.X., Busch, J., & Losch, R. (1996) CO₂ and H₂O gas exchange of a triticale field: II. Micrometeorological flux studies and comparison with upscaling from porometry. *Physics and Chemistry of The Earth*, **21**, 151-155.
- Amthor, J.S. (2000) The McCree-de Wit-Penning de Vries-Thornley Respiration Paradigms: 30 Years Later. *Ann Bot*, **86**, 1-20.
- Anthoni, P.M., Freibauer, A., Kolle, O., & Schulze, E.-D. (2004a) Winter wheat carbon exchange in Thuringia, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology*, **121**, 55-67.
- Anthoni, P.M., Knohl, A., Rebmann, C., Freibauer, A., Mund, M., Ziegler, W., Kolle, O., & Schulze, E.D. (2004b) Forest and agricultural land-use-dependent CO₂ exchange in Thuringia, Germany. *Global Change Biology*, **10**, 2005-2019.
- Arneth, A., Veenendaal, E.M., Best, C., Timmermans, W., Kolle, O., Montagnani, L., & Shibistova, O. (2006) Water use strategies and ecosystem-atmosphere exchange of CO₂ in two highly seasonal environments. *Biogeosciences*, **3**, 421-437.
- Aubinet, M. (2008) Eddy covariance CO₂ flux measurements in nocturnal conditions: an analysis of the problem. *Ecological Applications*, **18**, 1368-1378.
- Aubinet, M., Chermanne, B., Vandenhaute, M., Longdoz, B., Yernaux, M., & Laitat, E. (2001) Long term carbon dioxide exchange above a mixed forest in the Belgian Ardennes. *Agricultural and Forest Meteorology*, **108**, 293-315.
- Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, Ü., Montcrieff, 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**, 114-175.
- Aubinet, M., Moureaux, C., Bodson, B., Dufranne, D., Heinesch, B., Suleau, M., Vancutsem, F., & Vilret, A. (2009) Carbon sequestration by a crop over a 4-year sugar beet/winter wheat/seed potato/winter wheat rotation cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*, **149**, 407-418.
- Auckenthaler, P. (2009) Spatialisation d'un modèle de flux de surface et comparaison de la température radiative simulée à des mesures satellitaires. Master 2, ÉCOLE POLYTECHNIQUE, TOULOUSE.
- Baker, J.M. & Griffis, T.J. (2005) Examining strategies to improve the carbon balance of corn/soybean agriculture using eddy covariance and mass balance techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, **128**, 163-177.
- Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., Anthoni, P., Bernhofer, C., Davis, K., Evans, R., Fuentes, J., Goldstein, A., Katul, G., Law, B.E., Lee, X., Malhi, Y., Meyers, T., Munger, J.W., Oechel, W., Paw, K.T., Pilegaard, K., Schmid, H.P., Valentini, R., Verma, S., Vesala, T., Wilson, K., & Wofsy, S. (2001) FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **82**, 2415-2434.
- Baldocchi, D., Verma, S., & Anderson, D.E. (1987) Canopy photosynthesis and water-use efficiency in a deciduous forest. *Journal of Applied Ecology*, **24**, 241-260.
- Baldocchi, D.D. (1994) A comparative study of mass and energy exchange rates over a closed C3 (wheat) and an open C4 (corn) crop: II. CO₂ exchange and water use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology*, **67**, 291-321.
- Baldocchi, D.D. (2003) Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology*, **9**, 479-492.
- Ball, J.T., Woodrow, I.E., & Berry, J.A. (1987) A model predicting stomatal conductance and its contribution to the control of photosynthesis under different environmental conditions. *In Progress in photosynthesis research*, **4**, 221-224.
- Baret, F., Olioso, A., & Luciani, J.L. (1992) Root biomass fraction as a function of growth degree days in wheat. *Plant and Soil*, **140**, 137-144.
- Batty, J. & Keller, J. (1980). Energy requirements for irrigation. In *Handbook of energy utilization in agriculture* (ed D. Pimentel), pp. 35-44, Florida.
- Beer, C., Ciais, P., Reichstein, M., Baldocchi, D., Law, B.E., Papale, D., Soussana, J.F., Ammann, C., Buchmann, N., Frank, D., Gianelle, D., Janssens, I.A., Knohl, A., Köstner, B., Moors, E., Rouspard, O., Verbeeck, H., Vesala, T., Williams, C.A., & Wohlfahrt, G. (2009) Temporal and among-site variability of inherent water use efficiency at the ecosystem level. *Global Biogeochem. Cycles*, **23**.

- Bernacchi, C.J., Hollinger, S.E., & Meyers, T. (2005) The conversion of the corn/soybean ecosystem to no-till agriculture may result in a carbon sink. *Global Change Biology*, **11**, 1867-1872.
- Bernacchi, C.J., Hollinger, S.E., & Meyers, T.P. (2006) The conversion of the corn/soybean ecosystem to no-till agriculture may result in a carbon sink. *Global Change Biology*, **12**, 1585-1586.
- Béziat, P., Ceschia, E., & Dedieu, G. (2009) Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France. *Agricultural and Forest Meteorology*, **149**, 1628-1645.
- Bondeau, A., Smith, P.C., Zaehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Müller, C., Reichstein, M., & Smith, B. (2007) Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, **13**, 679-706.
- Boulon, J. (2008) Modélisation de la dynamique et des flux de carbone, d'eau et d'énergie des agrosystèmes, Université Bordeaux 1, Bordeaux.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J.M., & Delécolle, R. (1998) STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, **18**, 311-346.
- Brouder, S.M. & Volenec, J.J. (2008) Impact of climate change on crop nutrient and water use efficiencies. *Physiologia Plantarum*, **133**, 705-724.
- Brunet, Y., Laville, P., Flura, D., & Baculat, B. (1995). La mesure des flux turbulents. In *Actes de l'école chercheurs INRA en Bioclimatologie* (ed INRA), Vol. Tome 1: de la plante au couvert végétal, Le Crousic.
- Buchmann, N. & Schulze, E.-D. (1999) Net CO₂ and H₂O Fluxes of Terrestrial Ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles*, **13**, 751-760.
- Burba, G.G., Anderson, D.J., Xu, L., & McDermitt, D.K. (2006) Correcting apparent off-season CO₂ uptake due to surface heating of an open-path gas analyzer: progress report of an ongoing experiment. In *27th Annual Conference of Agricultural and Forest Meteorology*, San Diego, California.
- Burba, G.G., McDERMITT, D.K., Grelle, A., Anderson, D.J., & U., L.X. (2008) Addressing the influence of instrument surface heat exchange on the measurements of CO₂ flux from open-path gas analyzers. *Global Change Biology*, **14**, 1854-1876.
- 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.
- Campbell, G.S. & Norman, J.M. (1998) *An introduction to environmental biophysics*, second edn. Springer-Verlag, New York.
- Ceschia, E., Béziat, P., Smith, P., Lanigan, G., Buchmann, N., Kutsch, W.L., Eugster, W., Aubinet, M., Yeluripati, J.B., Osborne, B., Moors, E.J., Wattenbach, M., Saunders, M., & Jones, M.

- (2009) Management effects on NBP and CEB for various crop sites over Europe. *Soumis à Agriculture, Ecosystems Environment*.
- Ceschia, É., Damesin, C., Lebaube, S., Pontailler, J.-Y., & Dufrière, É. (2002) Spatial and seasonal variations in stem respiration of beech trees (*Fagus sylvatica*). *Ann. For. Sci.*, **59**, 801-812.
- Chadwick, D.R., Pain, B.F., & Brookman, S.K.E. (2000) Nitrous Oxide and Methane Emissions following Application of Animal Manures to Grassland. *J Environ Qual*, **29**, 277-287.
- Chapin, F., Woodwell, G., Randerson, J., Rastetter, E., Lovett, G., Baldocchi, D., Clark, D., Harmon, M., Schimel, D., Valentini, R., Wirth, C., Aber, J., Cole, J., Goulden, M., Harden, J., Heimann, M., Howarth, R., Matson, P., McGuire, A., Melillo, J., Mooney, H., Neff, J., Houghton, R., Pace, M., Ryan, M., Running, S., Sala, O., Schlesinger, W., & Schulze, E.D. (2006) Reconciling Carbon-cycle Concepts, Terminology, and Methods. *Ecosystems*, **9**, 1041-1050.
- Choudhury, B.J. & Monteith, J.L. (1988) A four-layer model for the heat budget of homogeneous land surfaces. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **114**, 373-398.
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A.D., Friedlingstein, P., Grunwald, 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.
- Claverie, M., Demarez, V., Duchemin, B., Hagolle, O., Keravec, P., Marciel, B., Ceschia, E., Dejoux, J.F., & Dedieu, G. (en préparation) Biomass estimates of summer crops from a simple crop model and remote sensing data.
- Davi, H., Dufrière, E., Granier, A., Le Dantec, V., Barbaroux, C., François, C., & Bréda, N. (2005) Modelling carbon and water cycles in a beech forest: Part II.: Validation of the main processes from organ to stand scale. *Ecological Modelling*, **185**, 387-405.
- De Pury, P.G.G. & Farquhar, G.D. (1997) Simple scaling of photosynthesis from leaves to canopies without the errors of big-leaf models. *Plant, Cell and Environment*, **20**, 537-557.
- Deardorff, J.W. (1977) A parameterization of ground surface moisture content for use in atmospheric prediction models. *Journal of Applied Meteorology*, **16**, 1182-1185.
- Demarez, V., Duthoit, S., Baret, F., Weiss, M., & Dedieu, G. (2008) Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs. *Agricultural and Forest Meteorology*, **148**, 644-655.
- Desai, A.R., Richardson, A.D., Moffat, A.M., Kattge, J., Hollinger, D.Y., Barr, A., Falge, E., Noormets, A., Papale, D., Reichstein, M., & Stauch, V.J. (2008) Cross-site evaluation of eddy

- covariance GPP and RE decomposition techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, **148**, 821-838.
- Desjardins, R.L., Sivakumar, M.V.K., & de Kimpe, C. (2007) The contribution of agriculture to the state of climate: Workshop summary and recommendations. *Agricultural and Forest Meteorology*, **142**, 314-324.
- Dobermann, A., Baker, J.M., & Walters, D.T. (2006) Comment on "Carbon budget of mature no-till ecosystem in North Central Region of the United States". *Agricultural and Forest Meteorology*, **136**, 83-84.
- Dolman, A.J., Noilhan, J., Durand, P., Sarrat, C., Brut, A., Pignatelli, B., Butet, A., Jarosz, N., Brunet, Y., Loustau, D., Lamaud, E., Tolck, L., Ronda, R., Miglietta, F., Gioli, B., Magliulo, V., Esposito, M., Gerbig, C., Gier, S., Glademard, P., Ramonet, M., Ciais, P., Neininger, B., Hutjes, R.W.A., Elbers, J.A., Macatangay, R., Schrems, O., Perez-Landa, G., Sanz, M.J., Scholz, Y., Facon, G., Ceschia, E., & Béziat, P. (2006) The CarboEurope Regional Experiment Strategy. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **87**, 1367-1379.
- Dragoni, D., Schmid, H.P., Grimmond, C.S.B., & Loescher, H.W. (2007) Uncertainty of annual ecosystem productivity estimated using eddy covariance flux measurements. *Journal of Geophysical Research*, **112**, 1-9.
- Duchemin, B., Maisongrande, P., Boulet, G., & Benhadj, I. (2008) A simple Algorithm For Yield Estimates: Evaluation for Semi-Arid Irrigated Winter Wheat Monitored with Green Leaf Area Index. *Environmental Modelling & Software*, **23**, 876-892.
- Dufrêne, E., Davi, H., François, C., Maire, G.I., Dantec, V.L., & Granier, A. (2005) Modelling carbon and water cycles in a beech forest: Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE. *Ecological Modelling*, **185**, 407-436.
- Dvoskin, D., Nicol, K., & Heady, E. (1976). Irrigation energy requirements in the 17 western states. In *Agriculture and energy* (ed W. Lockeretz), pp. 103-12. Academic, New York.
- Eugster, W., Buchmann, N., Ceschia, E., Béziat, P., Dantec, V.L., & al., e. (2009) Management Effects on European Cropland Respiration. *Submitted to Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Eugster, W., Sven Erik, J., & Brian, F. (2008). Wind Effects. In *Encyclopedia of Ecology*, pp. 3794-3803. Academic Press, Oxford.
- EUROSTAT (2008) Statistiques régionales.
- Falge, E., Baldocchi, D., Olson, R., 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. (2001a) Gap filling strategies for

- defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology*, **107**, 43-69.
- Falge, E., Baldocchi, D., Olson, R., 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. (2001b) Gap filling strategies for long term energy flux data sets. *Agricultural and Forest Meteorology*, **107**, 71-77.
- Falge, E., Baldocchi, D., Tenhunen, J., Aubinet, M., Bakwin, P., Berbigier, P., Bernhofer, C., Burba, G., Clement, R., Davis, K.J., Elbers, J.A., Goldstein, A.H., Grelle, A., Granier, A., Gudmundsson, J., Hollinger, D., Kowalski, A.S., Katul, G., Law, B.E., Malhi, Y., Meyers, T., Monson, R.K., Munger, J.W., Oechel, W., U, K.T.P., Pilegaard, K., Rannik, Ü., Rebmann, C., Suyker, A., Valentini, R., Wilson, K., & Wofsy, S. (2002) Seasonality of ecosystem respiration and gross primary production as derived from FLUXNET measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, **113**, 53-74.
- FAOSTAT (2009) Crop statistics.
- Farquhar, G.D., Caemmerer, S., & Berry, J.A. (1980) A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C₃ species. *Planta*, **149**, 78-90.
- Fieuzal, R. (2007) Application de modèles de production de biomasse à des cultures agricoles, Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Finnigan, J. (2008) An introduction to flux measurements in difficult conditions. *Ecological Applications*, **18**, 1340-1350.
- Foken, T. (2008) The energy balance closure problem: an overview. *Ecological Applications*, **18**, 1351-1367.
- Foken, T., Göckede, M., Mauder, M., Mahrt, L., Amiro, B.D., & Munger, J.W. (2004). Post-field data quality control. In *Handbook of Micrometeorology* (eds X. Lee, W. Massman & B.E. Law), pp. 181-203. Kluwer Academic Publishers.
- Foken, T. & Wichura, B. (1996) Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, **78**, 83-105.
- Gaillard, G., Hausheer, J., & Crettaz, P. (1997). Inventaire Environnemental des Intrants Agricoles en Production Végétale. Base de Données pour l'Etablissement des Bilans Energétiques et Ecologiques en Agriculture. Station Fédérale de Recherche en Economie et Technologies Agricoles, Tänikon, Switzerland.
- Garten, C.T., Jr. & Wullschleger, S.D. (1999) Soil Carbon Inventories under a Bioenergy Crop (Switchgrass): Measurement Limitations. *J Environ Qual*, **28**, 1359-1365.
- Gentine, P., Entekhabi, D., Chehbouni, A., Boulet, G., & Duchemin, B. (2007) Analysis of evaporative fraction diurnal behaviour. *Agricultural and Forest Meteorology*, **143**, 13-29.

- Gervois, S., Ciais, P., de Noblet-Ducoudré, N., Brisson, N., Vuichard, N., & Viovy, N. (2008) Carbon and water balance of European croplands throughout the 20th century. *Global Biogeochem. Cycles*, **22**.
- Gifford, R. (1984). Energy in different agricultural systems: renewable and nonrenewable sources. In *Energy and agriculture* (ed S. G), pp. 84-112. Springer-Verlag, Berlin.
- Gilmanov, T.G., Verma, S.B., Sims, P.L., Meyers, T.P., Bradford, J.A., Burba, G.G., & Suyker, A.E. (2003) Gross primary production and light response parameters of four Southern Plains ecosystems estimated using long-term CO₂-flux tower measurements. *Global Biogeochemical Cycles*, **17(2)**, 401-416.
- Göckede, M., Rebmann, C., & Foken, T. (2004) A combination of quality assessment tools for eddy covariance measurements with footprint modelling for the characterisation of complex sites. *Agricultural and Forest Meteorology*, **127**, 175-188.
- Goudriaan, J. (1977) *Crop micrometeorology: a simulation study*, Wageningen, The Netherlands.
- 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**, 169-182.
- Granier, A., Biron, P., Bréda, N., Pontailler, J.-Y., & Saugier, B. (1996) Transpiration of trees and forest stands: short and long-term monitoring using sapflow methods. *Global Change Biology*, **2**, 265-274.
- Grant, R.F., Arkebauer, T.J., Dobermann, A., Hubbard, K.G., Schimelfenig, T.T., Suyker, A.E., Verma, S.B., & Walters, D.T. (2007) Net Biome Productivity of Irrigated and Rain fed Maize Soybean Rotations: Modelling vs. Measurements. *Agron J*, **99**, 1404-1423.
- Grelle, A. & Lindroth, A. (1996) Eddy-correlation system for long-term monitoring of fluxes of heat, water vapour and CO₂. *Global Change Biology*, **2**, 297-307.
- Gu, L., Baldocchi, D.D., Verma, S.B., Black, T.A., Vesala, T., Falge, E., & Dowty, P.R. (2002) Advantages of diffuse radiation for terrestrial ecosystem productivity *Journal of Geophysical Research*, **107**, 2-1 2-23.
- Gu, L., Falge, E., Boden, T., Baldocchi, D., Black, T.A., Saleska, S., Suni, T., Verma, S.B., Vesala, T., Wofsy, S.C., & Xu, L. (2005) Objective threshold determination for nighttime eddyflux filtering. *Agricultural and Forest Meteorology*, **128**, 179-197.
- Hartmann, D.L. (1994) *Global Physical Climatology*, Hardbound.
- Hillier, J., Hawes, C., Squire, G., Hilton, A., Wale, S., & Smith, P. (2009) The carbon footprints of food crop production. *International Journal of Agricultural Sustainability*, **7**, 107–118.
- Hollinger, D. & Richardson, A.D. (2005) Uncertainty in eddy covariance measurements and its application to physiological models. *Tree Physiology*, **25**, 873-885.
- Hollinger, S.E., Bernacchi, C.J., & Meyers, T.P. (2005) Carbon budget of mature no-till ecosystem in North Central Region of the United States. *Agricultural and Forest Meteorology*, **130**, 59-69.

- Hollinger, S.E., Bernacchi, C.J., & Meyers, T.P. (2006) Corrigendum to "Carbon budget of mature no-till ecosystem in North Central Region of the United States [Agric. For. Meteorol. 130 (2005) 59-69]". *Agricultural and Forest Meteorology*, **136**, 88-89.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J.M., Dai, X., Maskell, K., & Johnson, C.A. (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, UK.
- Hoyaux, J., Moureaux, C., Tourneur, D., Bodson, B., & Aubinet, M. (2008) Extrapolating gross primary productivity from leaf to canopy scale in a winter wheat crop. *Agricultural and Forest Meteorology*, **148**, 668-679.
- Hu, Z., Yu, G., Fu, Y., Sun, X., Li, Y., Shi, P., Wang, Y., & Zheng, Z. (2008) Effects of vegetation control on ecosystem water use efficiency within and among four grassland ecosystems in China. *Global Change Biology*, **14**, 1609-1619.
- Hu, Z., Yu, G., Zhou, Y., Sun, X., Li, Y., Shi, P., Wang, Y., Song, X., Zheng, Z., Zhang, L., & Li, S. (2009) Partitioning of evapotranspiration and its controls in four grassland ecosystems: Application of a two-source model. *Agricultural and Forest Meteorology*, **149**, 1410-1420.
- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., & Desjardins, R.L. (2007) Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology*, **142**, 288-302.
- Idbraim, S. (2009) Méthodes d'extraction de l'information spatiale et de classification en imagerie de télédétection : Applications à la cartographie thématique de la région d'Agadir (Maroc), Université Toulouse III - Paul Sabatier, Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace, Toulouse.
- IPCC (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use*.
- IPCC (2007) *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* IPCC, Geneva, Switzerland.
- Janssens, I.A., Freibauer, A., Ciais, P., Smith, P., Nabuurs, G.-J., Folberth, G., Schlamadinger, B., Hutjes, R.W.A., Ceulemans, R., Schulze, E.D., Valentini, R., & Dolman, A.J. (2003) Europe's Terrestrial Biosphere Absorbs 7 to 12% of European Anthropogenic CO₂ Emissions. *Science*, **300**, 1538-1542.
- Jarosz, N., Brunet, Y., Lamaud, E., Irvine, M., Bonnefond, J.-M., & Loustau, D. (2008) Carbon dioxide and energy flux partitioning between the understorey and the overstorey of a maritime pine forest during a year with reduced soil availability *Agricultural and Forest Meteorology*, **148**, 1508-1523.
- Jarvis, P.G. (1976) The interpretation of the variations in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field. *Phil. Trans. Roy. Soc. London*, **B273**, 593-610.

- Jassal, R.S., Black, T.A., Spittlehouse, D.L., Brummer, C., & Nesic, Z. (2009) Evapotranspiration and water use efficiency in different-aged Pacific Northwest Douglas-fir stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, **149**, 1168-1178.
- Jun, L., Qiang, Y., Xiaomin, S., Xiaojuan, T., Chuanyou, R., Jing, W., Enmin, L., Zhilin, Z., & Guirui, Y. (2006) Carbon dioxide exchange and the mechanism of environmental control in a farmland ecosystem in North China Plain. *Science in China Series D*, **49**, 226-240.
- Karam, F., Lahoud, R., Masaad, R., Kabalan, R., Breidi, J., Chalita, C., & Roupahel, Y. (2007) Evapotranspiration, seed yield and water use efficiency of drip irrigated sunflower under full and deficit irrigation conditions. *Agricultural Water Management*, **90**, 213-223.
- Katerji, N. & Bethenod, O. (1997) Comparaison du comportement hydrique et de la capacité photosynthétique du maïs et du tournesol en condition de contrainte hydrique. Conclusions sur l'efficience de l'eau. *Agronomie*, **17**, 17-24.
- Katerji, N., Mastrorilli, M., & Rana, G. (2008) Water use efficiency of crops cultivated in the Mediterranean region: Review and analysis. *European Journal of Agronomy*, **28**, 493-507.
- Kersteins, G. (1996) Cuticular water permeability and its physiological significance. *Journal of Experimental Botany*, **47**, 1813-1832.
- Kljun, N., Calanca, P., Rotach, M.P., & Schmid, H.P. (2004) A simple parameterisation for flux footprint predictions. *Boundary-Layer Meteorology*, **112**, 503-523.
- Koga, N., Tsuruta, H., Tsuji, H., & Nakano, H. (2003) Fuel consumption-derived CO₂ emissions under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **99**, 213-219.
- Kuikman, P.J., Hoek, K.W.v.d., Smit, A., & Zwart, K. (2006). Update of emission factors for direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils on the basis of measurements in the Netherlands. Alterra.
- Kutsch, W.L., Aubinet, M., Buchmann, N., Smith, P., Osborne, B., Eugster, W., M., W., E.D., S., E., T., Ceschia, E., C., B., Beziat, P., Carrara, A., Di Tommasi, P., Grünwald, T., Jones, M., Magiulo, V., Marloie, O., Olioso, A., Sanz, M.J., Saunders, M., Søggaard, H., & Ziegler, W. (2009) The net ecosystem carbon budget of full crop rotations in Europe. *Submitted to Agriculture, Ecosystems Environment*.
- Lal, R. (1997) Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂ enrichment. *Soil and Tillage Research*, **43**, 81-107.
- Lal, R. (2004) Carbon emission from farm operations. *Environment International*, **30**, 981-990.
- Lamaud, E., Brunet, Y., & Berbigier, P. (1996) Radiation and water use efficiencies of two coniferous forest canopies. *Physics and Chemistry of The Earth*, **21**, 361-365.
- Lamaud, E., Ogee, J., Brunet, Y., & Berbigier, P. (2001) Validation of eddy flux measurements above the understorey of a pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, **106**, 187-203.

- Lanigan, G., Saunders, M., Osborne, B., & al., e. (2009) Greenhouse gas fluxes at European cropland sites during the intercropping period. *Submitted to Agriculture, Ecosystems Environment*.
- Lasslop, G., Reichstein, M., Kattge, J., & Papale, D. (2008) Influences of observation errors in eddy flux data on inverse model parameter estimation. *Biogeosciences*, **5**, 1311-1324.
- Law, B.E., Falge, E., Gu, L., Baldocchi, D.D., Bakwin, P., Berbigier, P., Davis, K., Dolman, A.J., Falk, M., & Fuentes, J.D. (2002) Environmental controls over carbon dioxide and water vapour exchange of terrestrial vegetation. *Agricultural and Forest Meteorology*, **113**, 97-120.
- Léopold, A. (2007). Etude des échanges carbonés dans le système solplante-atmosphère des agrosystèmes. CESBIO, Toulouse.
- Li, L. & Yu, Q. (2007) Quantifying the effects of advection on canopy energy budgets and water use efficiency in an irrigated wheat field in the North China Plain. *Agricultural Water Management*, **89**, 116-122.
- Li, Q., Chen, Y., Liu, M., Zhou, X., Yu, S., & Dong, B. (2008) Effects of Irrigation and Straw Mulching on Microclimate Characteristics and Water Use Efficiency of Winter Wheat in North China. *Plant Production Science*, **11**, 161-170.
- Lloyd, J. & Taylor, J.A. (1994) On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, **8**, 315-323.
- Lohila, A., Aurela, M., Tuovinen, J.P., & Laurila, T. (2004) Annual CO₂ exchange of a peat field growing spring barley or perennial forage grass. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **109**.
- Maas, S.J. (1993) Parameterized Model of Gramineous Crop Growth: I. Leaf Area and Dry Mass Simulation. *Agron J*, **85**, 348-353.
- Marland, G., West, T., Schlamadinger, B., & Canella, L. (2003) Managing soil organic carbon in agriculture: the net effect on greenhouse gas emissions. *Tellus*, **55b**, 613-621.
- McCree, K.J. (1974) Equations for the Rate of Dark Respiration of White Clover and Grain Sorghum, as Functions of Dry Weight, Photosynthetic Rate, and Temperature. *Crop Sci*, **14**, 509-514.
- Medrano, H., Flexas, J., & Galmés, J. (2009) Variability in water use efficiency at the leaf level among Mediterranean plants with different growth forms. *Plant and Soil*, **317**, 17-29.
- Meyers, T.P. & Hollinger, S.E. (2004) An assessment of storage terms in the surface energy balance of maize and soybean. *Agricultural and Forest Meteorology*, **125**, 105-115.
- Moffat, A.M., Papale, D., Reichstein, M., Hollinger, D.Y., Richardson, A.D., Barr, A.G., Beckstein, C., Braswell, B.H., Churkina, G., Desai, A.R., Falge, E., Gove, J.H., Heimann, M., Hui, D., Jarvis, A.J., Kattge, J., Noormets, A., & Stauch, V.J. (2007) Comprehensive comparison of gap-filling techniques for eddy covariance net carbon fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, **147**, 209-232.

- Moncrieff, J.B., Malhi, Y., & Leuning, R. (1996) The propagation of errors in long-term measurements of land-atmosphere fluxes of carbon and water. *Global Change Biology*, **2**, 231-240.
- Moncrieff, J.B., Massheder, J.M., de Bruin, H., Elbers, J., Friborg, T., Heusinkveld, B., Kabat, P., Scott, S., Soegaard, H., & Verhoef, A. (1997) A system to measure surface fluxes of momentum, sensible heat, water vapour and carbon dioxide. *Journal of Hydrology*, **188-189**, 589-611.
- Monteith, J.L. & Moss, C.J. (1977) Climate and the efficiency of crop production in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, **281**, 277-294.
- Moore, C.J. (1986) Frequency response corrections for eddy correlation systems. *Boundary-Layer Meteorology*, **37**, 17-35.
- Moors, E.J., Elbers, J., Jacobs, C., Jans, W., Kruijt, B., Supit, I., & PI's, s. (2009) Variability in carbon exchange of European croplands. *Submitted to Agriculture, Ecosystems Environment*.
- Moureaux, C., Debacq, A., Bodson, B., Heinesch, B., & Aubinet, M. (2006) Annual net ecosystem carbon exchange by a sugar beet crop. *Agricultural and Forest Meteorology*, **139**, 25-39.
- Moureaux, C., Debacq, A., Hoyaux, J., Suleau, M., Tourneur, D., Vancutsem, F., Bodson, B., & Aubinet, M. (2008) Carbon balance assessment of a Belgian winter wheat crop (*Triticum aestivum* L.). *Global Change Biology*, **14**, 1353-1366.
- Noilhan, J. & Mahfouf, J.F. (1996) The ISBA land surface parameterization scheme. *Global Planetary Change*, **13**, 145-159.
- Noilhan, J. & Planton, S. (1989) A simple parameterisation of land surface processes for meteorological models. *Monthly Weather Review*, **117**, 536-549.
- Olioso, A., Braud, I., Chanzy, A., Courault, D., Demarty, J., Kergoat, L., Lewan, E., Otléc, C., Prévot, L., Zhao, W.G., Calvet, J.-C., Cayrol, P., Jongschaap, R., Moulin, S., Noilhan, J., & Wigneron, J.-P. (2002) SVAT modeling over the Alpilles-ReSeDA experiment: comparing SVAT models over wheat fields. *Agronomie*, **22**, 651-668.
- Osborne, B., Saunders, M., Walmsley, D., Jones, M., & Smith, P. (2009) Key Questions and Uncertainties Associated with the Assessment of the Cropland Greenhouse Gas Balance. *Submitted to Agriculture, Ecosystems Environment*.
- Pala, M., Ryan, J., Zhang, H., Singh, M., & Harris, H.C. (2007) Water-use efficiency of wheat-based rotation systems in a Mediterranean environment. *Agricultural Water Management*, **93**, 136-144.
- Papale, D., Reichstein, M., Aubinet, M., Canfora, E., Bernhofer, C., Kutsch, W., Longdoz, B., Rambal, S., Valentini, R., Vesala, T., & Yakir, D. (2006) Towards a standardized processing of Net Ecosystem Exchange measured with eddy covariance technique: algorithms and uncertainty estimation. *Biogeosciences*, **3**, 571-583.

- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., & Ojima, D.S. (1987) Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands. *Soil Sci Soc Am J*, **51**, 1173-1179.
- Passerat De Silans, A., Bruckler, L., Thony, J.L., & Vauclin, M. (1989) Numerical modeling of coupled heat and water flows during drying in a stratified bare soil -- Comparison with field observations. *Journal of Hydrology*, **105**, 109-138.
- Passioura, J. (2006) Increasing crop productivity when water is scarce--from breeding to field management. *Agricultural Water Management*, **80**, 176-196.
- Pathak, H., Li, C., & Wassmann, R. (2005) Greenhouse gas emissions from Indian rice fields: calibration and upscaling using the DNDC model. *Biogeosciences*, **2**, 113-123.
- Pattey, E., Strachan, I.B., Desjardins, R.L., & Massheder, J. (2002) Measuring nighttime CO₂ flux over terrestrial ecosystems using eddy covariance and nocturnal boundary layer methods. *Agricultural and Forest Meteorology*, **113**, 145-158.
- Penning De Vries, F.W.T., Jansen, D.M., Ten Berge, H.F.M., & Balema, A. (1989) *Simulation of Ecophysiological Processes of Growth in Several Annual Crops* Pudoc, Wageningen, The Netherlands.
- Pimentel, D. (1992) Energy inputs in production agriculture. *Energy World Agric*, **6**, 13-29.
- Ponton, S., Flanagan, L.B., Alstad, K.P., Johnson, B.G., Morgenstern, K., Kljun, N., Black, T.A., & Barr, A.G. (2006) Comparison of ecosystem water-use efficiency among Douglas-fir forest, aspen forest and grassland using eddy covariance and carbon isotope techniques. *Global Change Biology*, **12**, 294-310.
- Porter, J.R. & Gawith, M. (1999) Temperatures and the growth and development of wheat: a review. *European Journal of Agronomy*, **10**, 23-36.
- Qiu, G.Y., Wang, L., He, X., Zhang, X., Chen, S., Chen, J., & Yang, Y. (2008) Water use efficiency and evapotranspiration of winter wheat and its response to irrigation regime in the north China plain. *Agricultural and Forest Meteorology*, **148**, 1848-1859.
- Raddatz, R.L. (2007) Evidence for the influence of agriculture on weather and climate through the transformation and management of vegetation: Illustrated by examples from the Canadian Prairies. *Agricultural and Forest Meteorology*, **142**, 186-202.
- Rannik, U., Kolari, P., Vesala, T., & Hari, P. (2006) Uncertainties in measurement and modelling of net ecosystem exchange of a forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, **138**, 244-257.
- Reichstein, M., Ciais, P., Papale, D., Valentini, R., Running, S., Viovy, N., Cramer, W., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Bernhofer, C., Buchmann, N., Carrara, A., Grunwald, T., Heimann, M., Heinesch, B., Knohl, A., Kutsch, W., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Pilegaard, K., Pumpanen, J., Rambal, S., Schaphoff, S., Seufert, G., Soussana, J.F., Sanz, M.J., Vesala, T., & Zhao, M. (2007) Reduction of ecosystem productivity and respiration during the European summer 2003 climate anomaly: a joint flux tower, remote sensing and modelling analysis. *Global Change Biology*, **13**, 634-651.

- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Gilmanov, T., Granier, A., Grunwald, T., Havrankova, K., Ilvesniemi, H., Janous, D., Knohl, A., Laurila, T., Lohila, A., Loustau, D., Matteucci, G., Meyers, T., Miglietta, F., Ourcival, J.-M., Pumpanen, J., Rambal, S., Rotenberg, E., Sanz, M., Tenhunen, J., Seufert, G., Vaccari, F., Vesala, T., Yakir, D., & Valentini, R. (2005) On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology*, **11**, 1424-1439.
- Reynolds, O. (1895) On the dynamical theory of incompressible viscous fluids and the determination of criterion. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **A174**, 935-982.
- Richardson, A.D., Braswell, B.H., Hollinger, D.Y., Burman, P., Davidson, E.A., Evans, R.S., Flanagan, L.B., Munger, J.W., Savage, K., Urbanski, S.P., & Wofsy, S.C. (2006a) Comparing simple respiration models for eddy flux and dynamic chamber data. *Agricultural and Forest Meteorology*, **141**, 219-234.
- Richardson, A.D. & Hollinger, D.Y. (2007) A method to estimate the additional uncertainty in gap-filled NEE resulting from long gaps in the CO₂ flux record. *Agricultural and Forest Meteorology*, **147**, 199-208.
- Richardson, A.D., Hollinger, D.Y., Burba, G.G., Davis, K.J., Flanagan, L.B., Katul, G.G., William Munger, J., Ricciuto, D.M., Stoy, P.C., Suyker, A.E., Verma, S.B., & Wofsy, S.C. (2006b) A multi-site analysis of random error in tower-based measurements of carbon and energy fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, **136**, 1-18.
- Ritchie, J.T. (1972) Model for Predicting Evaporation from a Row Crop with incomplete Cover. *Water Resour. Res.*, **8**, 1204-1213.
- Ritchie, J.T. & Basso, B. (2008) Water use efficiency is not constant when crop water supply is adequate or fixed: The role of agronomic management. *European Journal of Agronomy*, **28**, 273-281.
- Robert, M. & Saugier, B. (2003) Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone, Contribution of terrestrial ecosystems to carbon sequestration. *Comptes Rendus Geosciences*, **335**, 577-595.
- Roupsard, O., Bonnefond, J.-M., Irvine, M., Berbigier, P., Nouvellon, Y., Dazat, J., Taga, S., Hamel, O., Jourdan, C., Saint-André, L., Mialet-Serra, I., Labouisse, J.-P., Epron, D., Joffre, R., Braconnier, S., Rouzière, A., Navarro, M., & Bouillet, J.-P. (2006) Partitioning energy and evapo-transpiration above and below a tropical palm canopy. *Agricultural and Forest Meteorology*, **139**, 252-268.
- Ruimy, A., Dedieu, G.r., & Saugier, B. (1996) TURC: A Diagnostic Model of Continental Gross Primary Productivity and Net Primary Productivity. *Global Biogeochemical Cycles*, **10**, 269–285.

- Ruimy, A., Jarvis, P.G., Baldocchi, D.D., & Saugier, B. (1995) CO₂ fluxes over plant canopies and solar radiation: a review. *Ecological Research*, **26**, 1-68.
- Ruppert, J., Mauder, M., Thomas, C., & Lüers, J. (2006) Innovative gap-filling strategy for annual sums of CO₂ net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology*, **138**, 5-18.
- Ryan, M.G. (1991) Effects of Climate Change on Plant Respiration. *Ecological Applications*, **1**, 157-167.
- Sagnier, C. (2007) Variabilité spatio-temporelle de la respiration du sol sur des agrosystèmes. Master 2, Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Saito, M., Miyata, A., Nagai, H., & Yamada, T. (2005) Seasonal variation of carbon dioxide exchange in rice paddy field in Japan. *Agricultural and Forest Meteorology*, **135**, 93-109.
- Salinger, M.J. (2007) Agriculture's influence on climate during the Holocene. *Agricultural and Forest Meteorology*, **142**, 96-102.
- Sauer, T.J., Singer, J.W., Prueger, J.H., DeSutter, T.M., & Hatfield, J.L. (2007) Radiation balance and evaporation partitioning in a narrow-row soybean canopy. *Agricultural and Forest Meteorology*, **145**, 206-214.
- Schulze, E.D. & Heimann, M. (1998). Carbon and water exchange of terrestrial systems. In *Asian change in the context of global change*. (eds G.J. N & J. Melillo), Vol. 3, pp. 145-161. Cambridge University Press, Cambridge.
- Shuttleworth, W.J. & Wallace, J.S. (1985) Evaporation from sparse crops-an energy combination theory. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **111**, 839-855.
- Sinclair, T.R., Tanner, C.B., & Bennett, J.M. (1984) Water-Use Efficiency in Crop Production. *BioScience*, **34**, 36-40.
- Smith, J., Smith, P., Wattenbach, M., Zaehle, S., Hiederer, R., Robert .A, J., Montanarella, L., Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., & Ewert, F. (2005a) Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990-2080. *Global Change Biology*, **11**, 2141-2152.
- Smith, P. (2004) Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy*, **20**, 229-236.
- Smith, P., Andren, O., Karlsson, T., Perälä, P., Regina, K., Rounsevell, M., & Van Wesemael, B. (2005b) Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology*, **11**, 2153-2163.
- Smith, P., Lanigan, G., Buchmann, N., Kutsch, W.L., Eugster, W., Aubinet, M., Ceschia, E., Béziat, P., Yeluripati, J.B., Osborne, B., Moors, E.J., Brut, A., Wattenbach, M., Saunders, M., & Jones, M. (2009) Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. *Submitted to Agriculture, Ecosystems and Environment*.

- Smith, P., Powlson, D.S., Smith, J.U., Falloon, P., & Coleman, K. (2000) Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology*, **6**, 525-539.
- Soegaard, H., Jensen, N.O., Boegh, E., Hasager, C.B., Schelde, K., & Thomsen, A. (2003) Carbon dioxide exchange over agricultural landscape using eddy correlation and footprint modelling. *Agricultural and Forest Meteorology*, **114**, 153-173.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z., & Valentini, R. (2007) Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **121**, 121-134.
- St Clair, S., Hillier, J., & Smith, P. (2008) Estimating the pre-harvest greenhouse gas costs of energy crop production. *Biomass and Bioenergy*, **32**, 442-452.
- Steduto, P. & Albrizio, R. (2005) Resource use efficiency of field-grown sunflower, sorghum, wheat and chickpea: II. Water use efficiency and comparison with radiation use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology*, **130**, 269-281.
- Steduto, P., Katerji, N., Puertos-Molina, H., U'nlu", M., Mastrorilli, M., & Rana, G. (1997) Water-use efficiency of sweet sorghum under water stress conditions Gas-exchange investigations at leaf and canopy scales. *Field Crops Research*, **54**, 221-234.
- Steiner, J.L. & Hatfield, J.L. (2008) Winds of Change: A Century of Agroclimate Research. *Agron J*, **100**, S-132-152.
- Stout, B. (1990) *Handbook of energy for world agriculture*, New York.
- Su, Z., Zhang, J., Wu, W., Cai, D., Lv, J., Jiang, G., Huang, J., Gao, J., Hartmann, R., & Gabriels, D. (2007) Effects of conservation tillage practices on winter wheat water-use efficiency and crop yield on the Loess Plateau, China. *Agricultural Water Management*, **87**, 307-314.
- Sus, O., Williams, M., Doherty, R., Ceschia, E., Beziat, P., Grünwald, T., Bernhofer, C., Eugster, W., & Buchmann, N. (2009) Evaluating model simulations of carbon fluxes and carbon balance at several European agricultural sites. *Submitted to Agriculture Ecosystems & Environment*.
- Suyker, A., Verma, S., Burba, G., & Arkebauer, T.J. (2005) Gross primary production and ecosystem respiration of irrigated maize and irrigated soybean during a growing season. *Agricultural and Forest Meteorology*, **131**, 180-190.
- Suyker, A.E. & Verma, S.B. (2008) Interannual water vapor and energy exchange in an irrigated maize-based agroecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*, **148**, 417-427.
- Suyker, A.E. & Verma, S.B. (2009) Evapotranspiration of irrigated and rainfed maize-soybean cropping systems. *Agricultural and Forest Meteorology*, **149**, 443-452.

- Suyker, A.E., Verma, S.B., Burba, G.G., Arkebauer, T.J., Walters, D.T., & Hubbard, K.G. (2004) Growing season carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize. *Agricultural and Forest Meteorology*, **124**, 1-13.
- Taconet, O., Bernard, R., & Vidal-Madjar, N. (1986) Evapotranspiration over an agricultural region using a surface flux/temperature model based on NOAA-AVHRR data. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, **25**, 284-307.
- Tambussi, E.A., Bort, J., & Araus, J.L. (2007) Water use efficiency in C3 cereals under Mediterranean conditions: a review of physiological aspects. *Annals of Applied Biology*, **150**, 307-321.
- VanGorsel, E., Leuning, R., Cleugh, H.A., Keith, H., & Suni, T. (2007) Nocturnal carbon efflux: reconciliation of eddy covariance and chamber measurements using an alternative to the u^* -threshold filtering technique. *Tellus B*, **59**, 397-403.
- Varlet-Grancher, C., Bonhomme, R., Chartier, M., & Artis, P. (1982) Efficience de la conversion de l'énergie solaire par un couvert végétal. *Acta Oecologia, Oecologia Plantarum*, **17**, 3-26.
- Verhoef, W. (1984) Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling : the SAIL model. *Remote Sensing of Environment*, **16**, 125-141.
- Verma, S.B., Dobermann, A., Cassman, K.G., Walters, D.T., Knops, J.M., Arkebauer, T.J., Suyker, A.E., Burba, G.G., Amos, B., & Yang, H. (2005) Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*, **131**, 77-96.
- Wattenbach, M., Vuichard, N., Lehuger, S., Sus, O., Li, L., Leip, A., Tormellieri, E., Kutsch, W.L., Buchmann, N., Eugster, W., Dietiker, D., Aubinet, M., Ceschia, E., Béziat, P., Gruenwald, T., Hastings, A., Gottschalk, P., Osborne, B., Cias, P., Cellier, P., & Smith, P. (2009) The carbon balance of European croplands: a cross-site comparison of simulation models. *Submitted to Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Webb, E.K., Pearman, G.I., & Leuning, R. (1980) Correction of flux measurement for density effects due to heat and water vapour transfer. *Quart. J. Met. Soc.*, **106**, 85-100.
- Williams, D.G., Cable, W., Hultine, K., Hoedjes, J.C.B., Yopez, E.A., Simonneaux, V., Er-Raki, S., Boulet, G., de Bruin, H.A.R., Chehbouni, A., Hartogensis, O.K., & Timouk, F. (2004) Evapotranspiration components determined by stable isotope, sap flow and eddy covariance techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, **125**, 241-258.
- Wilson, K., Goldstein, A., Falge, E., Aubinet, M., Baldocchi, D., Berbigier, P., Bernhofer, C., Ceulemans, R., Dolman, H., & Field, C. (2002) Energy balance closure at FLUXNET sites. *Agricultural and Forest Meteorology*, **113**, 223-243.
- Wohlfahrt, G., Anfang, C., Bahn, M., Haslwanter, A., Newesely, C., Schmitt, M., Drosler, M., Pfadenhauer, J., & Cernusca, A. (2005) Quantifying nighttime ecosystem respiration of a meadow using eddy covariance, chambers and modelling. *Agricultural and Forest Meteorology*, **128**, 141-162.

- Xu, L. & Baldocchi, D.D. (2004) Seasonal variation in carbon dioxide exchange over a Mediterranean annual grassland in California. *Agricultural and Forest Meteorology*, **123**, 79-96.
- Zhao, F.-H., Yu, G.-R., Li, S.-G., Ren, C.-Y., Sun, X.-M., Mi, N., Li, J., & Ouyang, Z. (2007) Canopy water use efficiency of winter wheat in the North China Plain. *Agricultural Water Management*, **93**, 99-108.
- Zou, J., Liu, S., Qin, Y., Pan, G., & Zhu, D. (2009) Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **129**, 516-522.