



MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME D'HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

Spécialité : Sciences de la Terre et de l'Univers

Université Toulouse III - Paul Sabatier

Par Eric Ceschia

Le 17 Décembre 2013

**Effets des conditions environnementales et des pratiques
culturales sur les flux et bilans d'eau, de carbone et de gaz à
effet de serre des agro-écosystèmes : stratégies d'analyses
de l'échelle locale à régionale**

Jury composé de :

J. P. GASTELLU-ETCHEGORRY, *Professeur, Université Toulouse III*
Nathalie BREDA, *Directrice de recherche, INRA Nancy*
Bruno MARY, *Directeur de recherche, INRA Laon*
Jacques ROY, *Directeur de recherche, CNRS Montpellier*
Gérard DEDIEU, *Ingénieur CNES, CESBIO*

Président
Rapporteur
Rapporteur
Rapporteur
Directeur scientifique

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

On ne construit pas tout seul une carrière scientifique. Elle repose sur le soutien de ses proches, de ses collègues, sur l'implication des étudiants que l'on encadre et parfois sur l'enseignement de ses mentors. J'ai eu la chance de pouvoir compter sur le soutien sans faille de ma femme Aurélie, dès la première année de ma thèse et jusqu'à ce jour, ainsi que sur celui de ma famille. Je tiens tout particulièrement à remercier mes mentors Franz Werner Badeck et Eric Dufrêne qui m'ont enseigné la démarche et la rigueur scientifique grâce auxquelles j'ai pu devenir autonome dans mes recherches. Je tiens aussi à remercier Valérie Le Dantec qui m'a mis le pied à l'étrier en me faisant part de l'ouverture du poste que j'occupe actuellement au CESBIO. Je souhaite ensuite remercier Jean Claude Menaut et Gérard Dedieu qui m'ont accordé leur confiance et leur soutien pour réaliser mes projets et qui m'ont encouragé à prendre en charge la coordination du Chantier Sud Ouest. Je souhaite aussi remercier Yann Kerr qui m'a renouvelé cette confiance ainsi que tous les collègues qui m'ont soutenu depuis mon arrivée au laboratoire et en particulier Aurore Brut, Valérie Demarez, Valérie Le Dantec, Jean François Dejoux, Olivier Hagole et Gérard Dedieu qui m'aident quotidiennement à faire en sorte que cette grosse machine qu'est le Chantier Sud Ouest fonctionne aussi bien.

Je remercie enfin, Jacques Roy, Nathalie Bréda et Bruno Mary d'avoir accepté de rapporter cette HDR ainsi que Jean Philippe Gastellu-Etchegorry et Gérard Dedieu pour avoir accepté respectivement de présider le jury et d'être mon directeur de recherches.

Table des matières

Curriculum Vitae	1
Avant propos	17

Chapitre 1 : Introduction	21
1. Contexte général et scientifique	22
2. Les sols cultivés sources de C ou à l'équilibre ?	23
3. La problématique de l'eau en agriculture	26
4. Les autres gaz à effet de serre produits par les activités agricoles	27
5. Rappels concernant les processus clefs de régulation des cycles biogéochimiques au sein et à l'interface des agro-écosystèmes	28
5.1. <i>Les composantes du flux net de CO₂</i>	28
5.2. <i>Les composantes du flux net de CH₄</i>	30
5.3. <i>Les composantes du flux net de N₂O</i>	31
5.4. <i>Les composantes du flux net d'eau</i>	32
6. Les outils pour l'étude des cycles biogéochimiques dans les agro-écosystèmes	33
6.1. <i>Outils pour l'étude des composantes de l'ETR</i>	33
6.2. <i>Outils pour l'étude des composantes de la NEE</i>	34
6.2.1. Les mesures in situ permettant l'étude des composantes de la NEE	34
6.2.1.1. <i>Les mesures par chambres</i>	34
6.2.1.2. <i>Les mesures de flux par fluctuations turbulentes</i>	35
6.2.2. Les modèles pour l'étude des composantes de la NEE	37
6.3. <i>La télédétection pour l'étude des agro-écosystèmes</i>	38
7. Bilans et indicateurs environnementaux	44
7.1. <i>Calculs de bilans de C pour les agro-écosystèmes</i>	44
7.2. <i>Calculs de bilans de GES pour les agro-écosystèmes</i>	45
7.3. <i>Indice d'efficacité GES des cultures</i>	48
7.4. <i>Efficacités d'utilisation de l'eau</i>	49

Chapitre 2 : Mes stratégies de développements instrumentaux et méthodologiques dans le cadre du Chantier Sud Ouest	52
1. Eléments de contexte	52
2. Stratégies d'implantation des sites expérimentaux	53
3. Stratégies en termes de déploiement instrumental	55
4. Stratégies en termes de développements méthodologiques	59

Chapitre 3 : Analyse des flux de CO₂ et bilans de carbone à l'échelle de la parcelle agricole.....62

1. Contexte et méthode	62
2. Principaux résultats	64
2.1. <i>Analyse de la dynamique saisonnière des flux nets de CO₂.....</i>	<i>64</i>
2.2 <i>Effet de la qualité du rayonnement sur les flux nets de NEE.....</i>	<i>65</i>
2.3. <i>Analyse des déterminants des bilans de C</i>	<i>67</i>
3. Conclusions	67

Chapitre 4 : Analyse des flux et bilans de GES des parcelles agricoles sur un large panel de cultures et de sites en Europe69

1. Contexte et méthode	69
2. Principaux résultats	70
2.1. <i>Influence de la longueur de saison de végétation sur la NEP</i>	<i>70</i>
2.2. <i>Analyse des bilans de C et GES.....</i>	<i>71</i>
2.3. <i>Analyse des performances des cultures.....</i>	<i>73</i>
3. Conclusions	73

Chapitre 5 : Analyse des composantes de l'ETR et du bilan d'eau pour les cultures74

1. Contexte et méthode	74
2. Principaux résultats	76
2.1. <i>Analyse des dynamiques d'ETR et de contenu en eau du sol</i>	<i>76</i>
2.2. <i>Analyse des composantes de l'ETR et comparaison des méthodes de partition.....</i>	<i>78</i>
2.3. <i>Analyse des composantes du bilan d'eau.....</i>	<i>78</i>
3. Conclusions	80

Chapitre 6 : Analyse des efficacités de l'utilisation de l'eau du couvert, de l'écosystème et d'un point de vue agronomique82

1. Contexte et méthode	82
2. Principaux résultats	82
2.1. <i>Réponses de la WUE_{eco} et WUE_{plt} aux variables climatiques.....</i>	<i>83</i>
2.2. <i>Les efficacités d'utilisation de l'eau aux échelles saisonnières et annuelles</i>	<i>86</i>
2.2.1. <i>Performance de la plante à l'échelle du couvert</i>	<i>86</i>
2.2.2. <i>Performance des plantes en matière de WUE à l'échelle de l'écosystème</i>	<i>87</i>
2.2.2.1. <i>WUE_{eco}.....</i>	<i>87</i>
2.2.2.2 <i>WUE_{NBP}</i>	<i>87</i>

2.2.3. Performances des cultures d'un point de vue agronomique	88
2.3. Comparaison des performances environnementales et agronomiques	88
3. Conclusions	89

Chapitre 7 : Estimation des biomasses de maïs et de tournesol dans le Sud Ouest de la France par l'utilisation de données de télédétection à haute résolution spatial et temporelle

1. Contexte et méthode	90
2. Principaux résultats	91
2.1. Paramètres spécifiques aux cultures.....	91
2.2. Paramètres spécifiques aux parcelles.....	91
2.3. Evaluation des simulations de séries temporelles de GAI et de DAM à l'échelle parcellaire	94
2.4. Evaluation des DAM simulées et des rendements en grain sur l'emprise de l'image Formosat-2.	97
3. Conclusion	98

Chapitre 8 : Perspectives d'évolution concernant mes activités de recherche au sein du Chantier Sud Ouest

1. Analyse de l'effet des couverts intermédiaires et des repousses spontanées sur les flux et bilans d'eau de C et de GES à l'échelle parcellaire	100
2. Amélioration des bilans GES par la prise en compte des flux nets de N₂O et des flux de dépôts d'ozone	102
2.1. Analyse et prise en compte des flux nets de N ₂ O dans les bilans de GES	102
2.2. Analyse et prise en compte des flux de dépôt d'ozone dans les bilans de GES.....	103
3. Prise en compte de l'effet sur le bilan radiatif des variations d'albédo pour différents systèmes cultureux	104
4. Contribution à l'évolution des modèles 1D et spatialisés pour la simulation des flux et bilans d'eau, de C et de GES pour les agro-écosystèmes	105
4.1. Modélisation mécaniste 1D des flux et de la production végétale pour les agro-écosystèmes.....	105
4.2. Modélisation spatialisée de la production végétale, des flux et des bilans d'eau et de carbone pour les agro-écosystèmes.....	106

Chapitre 9 : Mes activités de coordination du Chantier Sud Ouest. Bilan et perspectives

1. Généralités	112
-----------------------------	------------

2. Stratégies de recrutements	112
3. Réorganisation du Chantier Sud Ouest.....	113
4. Coordination de la stratégie d’observation sur la zone Sud Ouest	115
5. Choix d’élargissement de la zone d’étude vers les Pyrénées	117
6. Perspectives d’évolution du Chantier Sud Ouest	118
 Chapitre 10 : Conclusions concernant mes activités de recherche et d’encadrement au CESBIO	 120
 Annexe 1	 123
 Annexe 2	 132
 Annexe 3	 154
 Annexe 4	 166
 Annexe 5	 180

Curriculum Vitae

CESCHIA Eric

Né le 6 février 1972

Nationalité française

Maître de Conférences à l'Université Paul Sabatier – Toulouse III

Laboratoire d'affectation : Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère (CESBIO) - Unité mixte CNES-CNRS-UPS-IRD- UMR 5126, 18 Avenue Edouard Belin 31401 Toulouse Cedex 9, France

Tel : (33) 5 61 55 85 29

Courriel : eric.ceschia@cesbio.cnes.fr

Membre de l'équipe « Systèmes d'observations »

Responsable du Chantier « Sud Ouest » : http://www.cesbio.ups-tlse.fr/fr/sud_ouest.html

Récipiendaire de la Prime d'Encadrement à Diriger les Recherches en 2006 et de la Prime d'Excellence scientifique en 2012.

DOMAINES DE RECHERCHE

- Ecophysiologie végétale ; analyse des processus respiratoires autotrophiques ligneux.
- Analyse du fonctionnement hydrique et carboné des agro-écosystèmes : mesure et modélisation des flux d'énergie, d'eau et de carbone au sein des écosystèmes et à l'interface couvert atmosphère.
- Analyse des déterminants naturels et anthropiques des bilans d'eau, de carbone et de gaz à effet de serre au sein des agro-écosystèmes.
- Assimilation de données de télédétection dans des modèles spatialisés de fonctionnement des surfaces continentales.

FORMATIONS

1998-2001: Thèse de cotutelle validée à l'Université de Paris XI-Orsay et à l'Université Suédoise des Sciences de l'Agriculture (SLU) d'Uppsala, Suède (Thèse financée par une Bourse Marie Curie).

Titre de la thèse: *Effets des paramètres environnementaux sur les variations spatiales et saisonnières de la respiration ligneuse chez le Hêtre et l'Epicéa* (obtention, Décembre 2001).

1996: Diplôme d'Etudes Approfondies en Ecologie Végétale mention Ecophysiologie, mention B, Université Paris XI.

Titre du mémoire: *Etude de la respiration des tiges de hêtre (Fagus sylvatica L.) en atmosphère ambiante et enrichie en CO₂ : variabilité spatiale, effets de la température et de la croissance* (soutenu en Septembre 1996).

1993-1995: Maîtrise de Sciences et Techniques en Bio-Physiologie Appliquée aux Productions Végétales, mention AB, Université d'Angers.

Titre du mémoire: *Efficiences d'utilisation du phosphore chez de jeunes plants de pin maritime et comparaison de races géographiques* (stage de 4 mois à l'INRA de Bordeaux, soutenance en Juin 1995).

1992-1993 : D.E.U.G de Sciences de la Nature et de l'Environnement, mention AB, Université de Bordeaux I.

DEROULEMENT DE CARRIERE

1997-1998: Contractuel au Laboratoire d'Ecophysiologie Végétale de l'Université d'Orsay. Etude de la respiration ligneuse sur jeunes Hêtres en serres à atmosphère ambiante ou enrichie en CO₂ dans le cadre du programme ECOCRAFT et mesures sur arbres adultes en forêt de Hesse dans le cadre du programme EUROFLUX. Elaboration et mise en place de systèmes de mesure d'échange gazeux automatisés.

1999-2000: Responsable scientifique et technique du projet Whole Tree Chambers à Flakaliden (Suède) en parallèle avec la Thèse, sous contrat avec l'Université d'Uppsala. Etude des effets de la fertilisation et des fortes concentrations en CO₂ sur la croissance, la respiration ligneuse et les échanges gazeux (CO₂ et H₂O) à l'échelle de l'arbre entier chez l'Epicéa adulte en Forêt Boréale.

2002-2003: Post-Doctorat à l'INRA de Clermont-Theix (équipe FGEP) dans le cadre du programme européen GREENGRASS en tant que Responsable du site expérimental et Coordinateur du volet expérimental WP1 en France. Analyse de la contribution nette des prairies aux flux des principaux gaz à effet de serre (H₂O, CO₂, CH₄, N₂O) et évaluation des possibilités de réduction de ces émissions nettes par des adaptations des systèmes d'élevage.

2003-2013: Maître de Conférences à l'Université Paul Sabatier, Toulouse attaché au laboratoire du CESBIO. Analyse des transferts de masse et d'énergie entre biosphère et atmosphère à différentes échelles spatiales.

ANIMATION ET COORDINATION SCIENTIFIQUE

2004-2011 : - Coordinateur scientifique de 3 sites ateliers

Durant cette période, j'ai coordonné les actions scientifiques sur les sites expérimentaux d'Auradé et de Lamasquère. Le site de Touget a été installé en 2009. Ces sites font partie des réseaux internationaux : CarboFrance, Vulnoz (Etude des flux d'Ozone) et internationaux CarboEurope IP (<http://www.carboeurope.org/>), Fluxpyr (<http://fluxpyr.eu/eng/>), Fluxnet (<http://www.fluxnet.ornl.gov/fluxnet/index.cfm>), ICOS (Integrated Carbon Observation system, <http://www.icos-infrastructure.eu/>). Ils sont dédiés à l'étude des flux de GES et à la validation des produits de télédétection spatiale (voir missions spatiales ci dessus). A ce jour, plus de 120 équipes dans le monde utilisent les données météorologiques, de flux (ozone, eau, carbone) et relevés biophysiques (biomasses, états du sol...) acquis sur nos sites à des fins d'analyse de processus, de modélisation ou de validation de produits spatiaux. Ces sites font partie l'Observatoire Spatial Régional (OSR) labélisé SO en 2007 par l'INSU. En 2011 j'ai confié la coordination scientifique des sites à Aurore Brut.

2007-2013 : Responsable du Chantier Sud-Ouest qui est un des 2 chantiers du laboratoire mobilisant une équipe de 40 personnes dont 21 permanents (chercheurs, techniciens et ingénieurs Universitaires, CNRS, CNES). Ce Chantier vise à étudier le fonctionnement des surfaces continentales (en particulier les flux et bilans d'énergie, d'eau, de carbone et de gaz à effet de serre) en lien avec les variables climatiques et les déterminants anthropiques. Notre approche combine expérimentation, modélisation et télédétection et s'attache à définir des méthodologies de transfert d'échelles de la parcelle au paysage et jusqu'à la région.

Il s'agit de constituer les bases scientifiques et méthodologiques permettant :

- de comprendre le fonctionnement d'un ensemble hétérogène d'écosystèmes;
- de diagnostiquer les évolutions ;
- de modéliser ce fonctionnement et ces évolutions ;
- et de parvenir à des scénarii potentiels d'évolution du fonctionnement des écosystèmes, de leurs bilans d'eau et de carbone, en réponse à des pressions climatiques ou anthropiques.

- Coordination de Workpackages

2002-2003 Responsable scientifique du site expérimental de Laqueuille et Coordination du volet du WP1 « Field level greenhouse gas flux measurements » du projet Européen Greengrass «Sources and Sinks of Greenhouse Gases from managed European Grasslands and Mitigation Strategies» (23 laboratoires, Contrat n° EVK2-CT2001-00105) : voir <http://www2.clermont.inra.fr/greengrass/>

2009-2012 Coordination du WP3 « Ecosystem fluxes » du Projet Fluxpyr « European cross-border network for the determination and management of water, carbon and energy fluxes and stocks in agricultural and grassland ecosystems of the Pyrenees, in the context of climate and land-use change” (Projet Interreg IV-A, France-Espagne-Andorre, 12 laboratoires, 2007-2013, budget 2.2 Millions d’euros.) : voir <http://fluxpyr.eu/eng/index.htm>. J’ai par ailleurs coordonné le montage du projet pour le CESBIO et l’ensemble des autres partenaires français (5 laboratoires).

2011- Coordination du volet « cartographie de la neige et de l’occupation du sol » (environ 150K€) de l’Observatoire Pyrénéen du Changement Climatique porté par la Communauté de Travail de Pyrénées

2010-2013 Coordination pour les grandes cultures du WP2.3 Agricultural management du projet Européen GHG-Europe (EU contract No. 244122) : voir <http://www.ghg-europe.eu/index.php?id=9>

RESPONSABILITES ADMINISTRATIVES ET PEDAGOGIQUES

2004-2013 : Membre des commissions pédagogiques du M2 Océan Atmosphère et Surfaces Continentales (OASC), du M2 Aménagement du Territoire et Télédétection, des L3 « Gestion-Animation des Espaces Montagnards et Pastoraux », « Biologie des organismes des populations et d’Ecologie », du M1 « Ecologie ».

2005-2010 : Membre du conseil de laboratoire

2005-2008 : Membre du conseil scientifique de l’UFR SVT de l’Université Paul Sabatier, Toulouse III et du conseil de laboratoire

2009-2011 : Représentant du conseil scientifique de l’UFR SVT auprès du conseil scientifique de l’IUT et vice versa.

2009-2013 : Membre du Comité de Direction du CESBIO

ENSEIGNEMENTS

2003-2004: Cours niveau Maîtrise et DESS en aménagement du territoire et télédétection. Cours sur les cycles biogéochimiques et le fonctionnement de la biosphère en Maîtrise et DEA.

2004-2013 : Responsable de 2 modules en Master 2 Océan Atmosphère et Surfaces Continentales (Dynamique de la biosphère continentale et Fonctionnement des surfaces continentales), Responsable d'un module de M1 d'Ecologie (Aménagement du territoire et SIG), Responsable d'un module de L3 (Outils pour l'aménagement du territoire). Cours sur les cycles biogéochimiques et en Ecophysiologie végétale en L3 BOPE et en M1 d'Ecologie. Cours sur les SIG en Master 2 Fonctionnement des Ecosystèmes et Anthropisation.

ENCADREMENTS

2002-2003: Encadrement de 7 étudiants dans le cadre du programme GREENGRASS (Post doctorat à l'INRA de Clermont Ferrant) : niveaux BTS, Licence, Maîtrise et Ecole d'Ingénieur.

- 3 stages d' IUT Génie Biologique Génie de l'Environnement (2.5 mois) sur le thème « Etude des émissions de gaz à effet de serre par les prairies pâturées » (Noyel Guillaume, Kareine Rigal, Julie Grandprat).

- Stage de Licence Professionnelle Biostatistiques (5 mois) sur le thème « Gestion et analyse de données relatives à des mesures d'échange gazeux sur des systèmes prairiaux dans le cadre d'un programme européen » (Isabelle Vincent).

- Stage de Licence BOPE (3 mois) sur le thème « Etude des émissions de gaz à effet de serre en prairies pâturées dans le cadre du projet Europeen Greengrass » (Lydie Marme).

- 2 stages de Maîtrise (4 mois) sur les thèmes « Etude de la variabilité spatiale et temporelle des flux de CO₂ et de N₂O dans le cadre du programme Européen Greengrass » (Magalie Husson) « Flux de CO₂ et d'énergie dans un écosystème prairial. Analyse des données et effets du mode de pâturage » (Gesa Herold).

2003-2012 : Encadrement de 18 étudiants au CESBIO dans le cadre du projet Sud-Ouest dont :

- 2 étudiants Canadiens niveau Bac+2 (stages de 3 mois) dont les sujets de stage portaient sur l'« Instrumentation et programmation de systèmes d'acquisition automatiques pour des mesures micro-météorologiques » (Gabriel Caron Guillemette) et l'« Elaboration de protocoles de mesures et installation de profils de CO₂ sur des stations de mesures de flux par eddycovariance » (Amélie Auger).

- 1 étudiante de Licence 3 (stage de 3 mois) sur le thème « Etude de flux de carbone en milieu agricole dans le cadre du projet CarboEurope » (Ophélie Robert).

- 6 étudiants de Master 1 Ecologie (stages de 3-4 mois) dont les sujets de stage portaient sur l'« Effets des pratiques culturales sur les flux et bilans de carbone et GES pour des agro systèmes » (Agathe Niezborala), l'« Analyse de l'évolution des flux de CO₂ en lien avec le climat et la phénologie à l'interface couvert-atmosphère sur des agrosystèmes » (Charlotte Sagnier), l'« Analyse des flux verticaux de CO₂, d'eau et d'énergie à l'interface couvert-atmosphère sur des agrosystèmes : inter-comparaison d'appareils de mesures » (Philippe Delmas), l'analyse de l'« Historique de l'occupation du sol de 1946 à 2004 sur les sites d'Auradé et de Lamasquère » (Carole Courpière et Caroline Michou-Saucet), « Mise en évidence des changements d'occupation du sol sur la région du sud ouest de Toulouse entre 2002 et 2005 pour l'évaluation à venir des bilans de carbone » (Barbara Le Pors).

- 3 étudiants de DESUPS (stages de 10 mois) sur les thèmes « Etude des échanges de CO₂, d'eau et d'énergie à l'interface couvert atmosphère pour des agrosystèmes » (Pierre Béziat), « Cartographie des propriétés de sol à partir d'inventaires et données de télédétection: teneur en carbone et réserve Utile » en 2010 (Andrea Amparore co-encadré avec Jean François Dejoux) et « Etude des méthodes de mesure de données de surfaces foliaires en vue d'une spatialisation » (Lionel Douzal).

- 1 élève ingénieur Génie informatique (stage de 6 mois) sur le thème « Automatisation des procédures d'analyse de flux par fluctuations turbulentes et création d'une interface utilisateur » en 2010 (Inès Ammar co-encadrée avec Pierre Béziat).

- 5 étudiants de Master 2 Recherche Océan Atmosphère et Surfaces Continentales de l'Université Toulouse III et Systèmes Ecologiques de l'Université Bordeaux I (stages de 5 mois). Les sujets de stages avaient pour titre « Flux de CO₂, de chaleur latente et sensible à l'interface sol-atmosphère pour des agrosystèmes. Phénomènes basses fréquences et fermeture du bilan d'énergie » en 2005 (Lauren Fortabat), « Modélisation des flux de carbone à l'interface couvert atmosphère à l'aide du modèle couplé SEVE-Veg » en 2008 (Julien Boulon), « Analyse des flux verticaux de CO₂, d'eau et d'énergie pour des agrosystèmes par la méthode des fluctuations turbulentes » en 2006 (Pierre Béziat), « Etude des flux d'eau, bilan de carbone et gaz à effets de serre des agrosystèmes ; impact de la variabilité climatique et des pratiques agricoles » en 2011 (Morgan Ferlicoq) et « Analyse de la variabilité spatiale des couverts agricoles sur les flux d'eau et de carbone » en 2011 (Elise Potier).

Octobre 2006-Décembre 2009 : Encadrement de la thèse de Pierre Béziat (Bourse MENRT) sur le thème « Effet des conditions environnementales et des pratiques culturales sur les flux de carbone, d'énergie et efficacité de l'utilisation de l'eau dans les agrosystèmes : mesures et modélisation de la parcelle au paysage ». Thèse soutenue le 18/12/2009.

Mars 2011- : Co-Encadrement de la thèse d'Amanda Veloso (Bourse MENRT avec Richard Escadafal et Valérie Demarez) sur le thème « Spatialisation des flux et bilans de carbone et d'eau pour des surfaces à dominance agricole ». Taux d'encadrement 50%.

Octobre 2011- : Co-Encadrement de la thèse de Morgan Ferlicoq (Bourse ADEME-Fluxpyr avec Aurore Brut) sur le thème « Stratégies de réduction des impacts environnementaux des agrosystèmes à partir de mesures de flux (gaz à effet de serre et eau) in situ et d'analyses des itinéraires techniques ». Taux d'encadrement 50%.

EXPERTISE ACADEMIQUE

2008 Rapporteur de la thèse de C. Mouraux intitulée « Mesure des flux de CO₂ et bilan carboné d'une rotation de quatre cultures » à la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux (sous la direction de Marc Aubinet).

2011 Rapporteur de la thèse de Caroline Bresson intitulée « Evolution altitudinale de traits fonctionnels chez le hêtre commun et le chêne sessile : variations génétiques et plasticité phénotypique » à l'Université Bordeaux I.

2013 Rapporteur de la thèse d'Irène Mappe Fogaing « Mesures par spectrométrie laser des flux de N₂O et de CH₄ produits par les sols agricoles » à l'Université de Reims Champagne-Ardenne.

2011- Comité de thèse d'Emilie Kartner intitulée « Allocation et la dynamique du carbone dans les plantations pures et mixtes d'espèces fixatrices / non fixatrices d'azote », Université de Nancy Poincaré.

2012- Comité de thèse de Nicolas Canal intitulée « Application à l'agriculture de la prévision saisonnière du temps : évaluation à l'échelle de la France ».

EXPERTISE SCIENTIFIQUE

- Auprès d'organismes et collectivités territoriales : SICOVAL, ARPE, ADEME (AO CORTEA) et OREMIP (changement climatique, bilans C et gaz à effet de serre, bilans d'eau des cultures), de l'INRA (bilans régionalisé de carbone), Commission de Travail des Pyrénées (CTP) dans le cadre de l'Observatoire Pyrénéen du Changement Climatique (OPCC), DRAAF (plan climat, SRCAE).

- Evaluateur des projets Bonus Qualité Recherche au sein de l'UFR SVT depuis 2005

- Pour des revues à comité de lecture : Agricultural, Ecosystem & Environment, Agriculture, Forest & Meteorology, Global Change Biology, Tree Physiology...

PARTICIPATION A DES PROJETS & COLLABORATIONS

Collaborations avec des laboratoires régionaux et participation à des programmes scientifiques régionaux

2008 BQR de l'Université porté par le CESBIO en collaboration avec Ecolab intitulé « Estimation des ressources en eau et en carbone dans les agrosystèmes en Midi Pyrénées à l'aide de données satellitales multisources (optique, thermique et radar) » environ 7K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO V. Demarez.

2008 FETEC « Flux d'espèces en traces à l'échelle climatique » (AO scientifique de l'OMP) porté par le Laboratoire d'Aérodologie (LA), environ 15K€, porteur CESBIO E. Ceschia.

2008-2011 EAUSAGE « Gestion quantitative de la ressource en eau à l'échelle du territoire» (Programme "Eaux & Territoires" du MEEDDAT, du CNRS-EDD et de la Région Midi-Pyrénées) porté par l'Unité LERNA de l'INRA en collaboration avec l'UMR AGIR et le CESBIO, environ 180 K€ dont 30K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO G. Dedieu.

2009-2010 CPER PIRENEA « développement de l'instrumentation de l'observatoire Midi-Pyrénées pour les dispositifs expérimentaux PIRENEA et ESPOIR et les sites d'observation CRA et OSR » (CNRS-FEDER), environ 380 K€ pour le CESBIO, porteurs CESBIO JF Dejoux et E. Ceschia.

Collaborations avec des laboratoires nationaux et participation à des programmes scientifiques nationaux

2007-2009 IFLOZ «Impacts et Flux d'Ozone sur les couverts Végétaux» (EC2CO CYTRIX) en collaboration avec l'UMR Environnement et Grande Culture (EGC, Grignon), Laboratoire d'Ecophysiologie Moléculaire (EPM, Paris XII), le Laboratoire d'Aérodologie (LA, Toulouse), l'UMR Ecologie et Ecophysiologie Forestières (EEF, Nancy), le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE) et les Unités INRA Ecologie Fonctionnelle et Physique de l'Environnement (EPHYSE, Bordeaux) et Nutrition Azotée des Plantes (NAP), environ 21K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO E. Ceschia.

2008-2010 CARBOFRANCE « Mesure et modélisation des bilans de carbone des écosystèmes continentaux » (GICC) en collaboration avec l'INRA (EPHYSE, UREP...), le LSCE, le CNRM, le CEFÉ (Montpellier), ESE (Orsay), environ 21K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO E. Ceschia.

2008-2012 VULNOZ «Vulnérabilité des agro-systèmes à l'ozone. Quels risques à l'horizon 2020-2030 ?» (ARN VMCS, ANR-08-VMCS-00) porté par l'UMR EEF (Nancy) en collaboration

avec l'UMR EGC, l'EPM (Paris XII), l'Institut de Biotechnologie des Plantes (IBP, Paris XII), le Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques (LISA, Paris XII), le LSCE, EPHYSE, le Laboratoire d'Economie Publique (Eco.Pub), environ 19K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO E. Ceschia.

2009-2012 MicMac-Design «Conception et évaluation par expérimentation et modélisation de prototypes de systèmes de culture intégrés à bas niveaux d'intrants» (ANR SYSTERA, ANR-09-STRA-06), porté par l'UMR AGIR en collaboration avec l'EIP (Toulouse), l'UR INRA BIA (Toulouse), l'US INRA Agro-Impact (Laon), l'UMR EGC INRA-AgroParisTech (Grignon), l'ENFA (Toulouse), l'INRA Agroclic (Avignon), le LEREPS-UT1 (Toulouse), ARVALIS Institut du végétal, le CETIOM, environ 10K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO E. Ceschia.

2013- Escapade «Evaluation de Scénarios sur la Cascade de l'Azote dans les Paysages Agricoles et modélisation territoriale» (ANR AGROBIOSPHERE 2012, ANR-GUI-AAP-05), porté l'UMR EGC INRA-AgroParisTech (Grignon) en collaboration avec l'INRA UMR SAS, l'INRA UR, l'INRA UR SOLS, l'INRA UR MIA, l'INRA UMR PEGASE, FIRE (UPMC/CNRS SISYPHE – IRSTEA – ENSMP), l'UMR ECOLAB, ARVALIS –Institut du Végétal, TERRENA, 10K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO E. Ceschia

A noter, des financements récurrents sont obtenus par le biais de l'INSU qui a labélisé Service d'Observation l'Observatoire Spatial Régional auquel le Chantier Sud Ouest contribue très largement : environ 30K€ par an.

Collaborations avec des laboratoires étrangers et participation à des programmes scientifiques internationaux

1996-2001 Durant mon DEA et ma thèse j'ai participé aux programmes ECOCRAFT puis EUROFLUX.

2002-2003 Greengrass «Sources and Sinks of Greenhouse Gases from managed European Grasslands and Mitigation Strategies» (European Commission, EVK2-CT2001-00105), 23 laboratoires dont un bon nombre avec lesquels je poursuis des collaborations.

2004-2009 CarboEurope-IP « Assessment of the European Terrestrial Carbon Balance » (European Commission, GOCE-CT-2003-505572), 75 laboratoires, implication du CESBIO dans les WP1.1 « Eddy covariance flux network» et WP3 « Regional experiment » par l'intermédiaire des mesures de flux exercées sur les sites d'Auradé et de Lamasquère et la mise au point des protocoles d'échantillonnage sur les sites d'étude, porteur CESBIO E. Ceschia. Ce projet a mené à de très solides collaborations et très productives en terme de

publications notamment dans le cadre de l'issue spéciale sur les cultures d'Environnement Ecosystem and Agriculture publié en 2010 (voir liste de publication ci-dessous).

2009-2012 FLUXPYR « European cross-border network for the determination and management of water, carbon and energy fluxes and stocks in agricultural and grassland ecosystems of the Pyrenees, in the context of climate and land-use change » (POCTEFA Programme EFA 34/08 - Interreg IV-A), budget total 2.2M€ dont 690K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO E. Ceschia. Coordination par le CESBIO des WP3 « Ecosystem fluxes » et WP5 « Dissémination ».

2010-2013 GHG-Europe (EU contract No. 244122) est en quelque sorte la suite de CarboEurope-IP, 41 partenaires, 22K€ pour le CESBIO, porteur CESBIO E. Ceschia.

2010- ICOS «Integrated Carbon Observation System» Projet de construction d'infrastructure de recherche. Phase préparatoire qui vise à permettre de construire un réseau d'observation à très long terme des échanges de CO₂ et autres gaz à effet de serre entre les surfaces continentales européennes et l'atmosphère, basé sur un ensemble de sites de 2012 à 2032. 80 et 120 K€ de soutien par l'INSU pour le CESBIO en 2010 et 2011, respectivement.

2011- Observatoire Pyrénéen du Changement Climatique porté par la Communauté de Travail de Pyrénées : coordination du volet « cartographie de la neige et de l'occupation du sol », environ 150K€

Missions spatiales

Participation à la mission CNES Microcarb en tant que membre du comité scientifique et aux missions SMOS, Venùs, Mistigri pour la fourniture de données de calibration/validation de produits de télédétection.

ORGANISATION DE CONGRES ET ATELIERS

Avril 2010 atelier « The eddycovariance methodology », Lannemezan 21-23 Avril (21 participants français, espagnols et marocains).

Juin 2010 Fluxpyr annual meeting 2010, Toulouse 3 et 4 Juin (60 participants français, espagnols, andorrans et suisses).

Janvier 2013 Co-organisation de l'Ecole d'hiver « Eddy covariance » en collaboration avec l'Université de Liège - Gembloux (45 participants français et belges dans le cadre du TGR ICOS) du 28 au 31 Janvier.

PARTICIPATION A DES CONGRES INTERNATIONAUX

Mars 2002: CarboEurope meeting (Budapest). Présentation du poster « GREENGRASS : Sources and sinks of greenhouse gases from managed European grasslands and mitigation strategies ».

Juin 2002 Pasture Ecology meeting (Clermont-Ferrand).

Décembre 2002: GREENGRASS meeting (Gerzensee, Suisse). Animation d'un groupe de discussion sur les mesures de flux par Fluctuations turbulentes, présentation orale des résultats de la première campagne de mesures.

Mars 2003 Journées d'Ecologie Fonctionnelle. Présentation orale sur le thème « Premier Bilan des Emissions de Gaz à Effet de Serre en Prairie Pâturée dans le cadre du Programme Greengrass » (Nancy).

Septembre 2003 COST meeting Prairie (Clermont-Ferrand).

Décembre 2004: Conférence Internationale Fluxnet (Florence).

Mai 2005 CarboEurope IP, Regional Experiment (Bordeaux). Présentation des résultats de la campagne intensive de mesure 2005.

Octobre 2005 CarboEurope IP, (Levi, Finlande). Présentation intitulée « CO₂ and Energy Fluxes Over Cropland sites in Southern France ».

Mai 2007 CarboEurope IP and NitroEurope Cropland joint meeting (Aberdeen, Ecosse). Présentation intitulée « Management and climatic effects on CO₂ fluxes and carbon balance for crops ».

Novembre 2007 5^{ème} meeting annuel CarboEurope IP (Poznan, Pologne). Poster et présentation intitulés « Effect of management on plot scale C balance, C equivalent budget and NBP estimates across cropland sites ».

Février 2008 CarboEurope IP Cropland meeting (Dublin, Irlande). Présentation intitulée « Effect of management on plot scale C balance, C equivalent budget and NBP estimates across cropland sites ».

Septembre 2008 6^{ème} meeting annuel CarboEurope IP (Jena, Allemagne). Présentation intitulée « Effect of management on plot scale C balance, C equivalent budget and NBP » et poster intitulé « Carbon Fluxes of European Croplands ».

Novembre 2010 Fluxpyr Annual Meeting (Barcelona, Espagne). Présentation du programme de travail du WP3 « Ecosystem fluxes ».

Mars 2011 Royal Society conference « Reducing greenhouse gas emissions from agriculture » (Londres, Angleterre).

Avril 2011 European Geoscience union (Vienne, Autriche). Poster et présentation orale intitulés « How to reduce Greenhouse gases emissions from crops » et « Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites ».

Mai 2011 Fluxpyr Annual Meeting (Solsona, Espagne). Présentation du bilan du WP3 « Ecosystem fluxes ».

Janvier 2012 séminaire annuel de l'ANR MicMac Design (Auzeville, France). Présentation intitulée « Estimation des flux et bilans eau, C et GES pour différents systèmes culturels ».

Avril 2012 meeting annuel du projet GHG-Europe (Pitesti, Roumanie). Présentation intitulée « The use of remote sensing for crop C, GHG and water budgets estimates at regional scale ».

Mai 2012 Sentinel-2 Preparatory Symposium (Frascati, Italie). Présentation d'un poster intitulé « Retrieving crops Green Area Index from high resolution remote sensing data ».

Juin 2012 Fluxpyr final meeting (Barcelona, Espagne). Présentation du réseau d'observation des flux de surface mis en place dans le cadre du programme et des résultats associés.

Septembre 2012 conférence à la nuit des chercheurs (Météo France, Toulouse) co-animée avec Thuy le Toan sur le thème « Écosystèmes terrestres et bilan carbone : quels sont les leviers d'action pour les forêts et les cultures ? ».

Avril 2013 Geoscience union (Vienne, Autriche). Poster et présentation orale intitulés « Crop biomass and evapotranspiration estimation using SPOT and Formosat-2 Data » et « Quantifying the effect of crops surface albedo variability on GHG budgets in a life cycle assessment approach : methodology and results ».

PUBLICATIONS

1) A. Granier, **E. Ceschia**, C. Damesin, E. Dufrêne, D. Epron, P. Gross, S. Lebaube, V. Le Dantec, N. Le Goff, D. Lemoine, E. Lucot, J.M. Ottorini, J.Y. Pontailler & B. Saugier (2000) **The carbon balance of a young Beech forest.** *Functional Ecology* 14, 312-325.

2) **E. Ceschia**, C. Damesin, S. Lebaube, J.Y. Pontailler & E. Dufrêne (2002) **Spatial and seasonal variations in stem respiration of beech trees (*Fagus sylvatica*).** *Annals of Forest Sciences* 59, 801-812.

3) C. Damesin, **E. Ceschia**, N. Le Goff, J.M. Ottorini & E. Dufrêne (2002) **Stem and branch respiration of *Fagus sylvatica* : from tree measurements to estimations at the stand level.** *New Phytologist* 153, 159-172.

4) J.F. Soussana, P. Loiseau, N. Vuichard, **E. Ceschia**, J. Balesdent, T. Chevallier & D. Arrouays (2004) **Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands.** *Soil Use and Management*, 20, 219-230.

5) A. Nguyen-Queyrens, S. Tarnawski, & **E. Ceschia** (2005) **Growth and phosphorus productivity of non-mycorrhizal *Pinus pinaster* seedlings : Comparison of three populations and seven full-sib families within a population,** *Scandinavian journal of forest research* Scandinavian journal of forest research, 20(3), 196-205.

- 6) J. Medhurst, J. Parsby, S. Linder, G. Wallin, **E. Ceschia** & M. Slaney (2006) **A whole-tree chamber system for examining tree-level physiological responses of field-grown trees to environmental variation and climate change.** *Plant Cell and Environment* 29, 1853-1869.
- 7) A.J. Dolman, J. Noilhan, P. Durand, C. Sarrat, A. Brut, A. Butet, N. Jarosz, Y. Brunet, D. Loustau, E. Lamaud, L. Tolk, R. Ronda, F. Miglietta, B. Gioli, M. Enzo, M. Esposito, C. Gerbig, S. Körner, P. Galdemard, M. Ramonet, P. Ciais, B. Neininger, R.W.A. Hutjes, J.A. Elbers, T. Warnecke, G.P. Landa, M. Sanz, Y. Scholz, G. Facon, **E. Ceschia** & P. Beziat (2006) **CERES, the CarboEurope Regional Experiment Strategy in les Landes, South West France, May-June 2005.** *Bulletin of the American Meteorological Society* 87(10), 1367-1379.
- 8) J.-F. Soussana, V. Allard, K. Pilegaard, P. Ambus, C. Amman, C. Campbell, **E. Ceschia**, J. Clifton-Brown, S. Czobel, R. Domingues, C. Flechard, J. Fuhrer, A. Hensen, L. Horvath, M. Jones, G. Kasper, C. Martin, Z. Nagy, A. Neftel, A. Raschi, S. Baronti, R.M. Rees, U. Skiba, P. Stefani, G. Manca, M. Sutton, Z. Tuba & R. Valentini (2007) **Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites.** *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 121-134.
- 9) V. Allard, J.F. Soussana, R. Falcimagne, P. Berbigier, J.M. Bonnefond, **E. Ceschia**, P. D'hour, C. Hénault, P. Laville, C. Martin, & C. Pinarès-Patino (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.
- 10) C.R. Flechard, P. Ambus, U. Skiba, R.M. Rees, A. Hensen, A. van Amstel, A. van den Pol-van Dasselaar, J.-F. Soussana, M. Jones, J. Clifton-Brown, A. Raschi, L. Horvath, A. Neftel, M. Jocher, C. Ammann, J. Leifeld, J. Fuhrer, P. Calanca, E. Thalman, K. Pilegaard, C. Di Marco, C. Campbell, E. Nemitz, K.J. Hargreaves, P.E. Levy, B.C. Ball, S.K. Jones, W.C.M. van de Bulk, T. Groot, M. Blom, R. Domingues, G. Kasper, V. Allard, **E. Ceschia**, P. Cellier, P. Laville, C. Henault, F. Bizouard, M. Abdalla, M. Williams, S. Baronti, F. Berretti & B. Gros (2007) **Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe.** *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 135-152.
- 11) C. Gruhier, P. de Rosnay, Y. Kerr, E. Mougin, **E. Ceschia**, J.-C. Calvet, & P. Richaume. (2008) **Evaluation of AMSR-E soil moisture product based on ground soil moisture measurements over temperate and semi-arid regions.** *Geophysical Research Letters*, 35, L10405, doi:10.1029/2008GL033330.
- 12) C. Sarrat, J. Noilhan, P. Lacarrère, V. Masson, **E. Ceschia**, P. Ciais, A. Dolman, J. Elbers, C. Gerbig, & N. Jarosz (2009) **CO₂ budgeting at the regional scale using a Lagrangian experimental strategy and meso-scale modeling,** *Biogeosciences*, 6, 113-127.
- 13) L. Merbold, J. Ardö, A. Arneth, R. J. Scholes, Y. Nouvellon, A. de Grandcourt, S. Archibald, J. M. Bonnefond, N. Boulain, C. Bruemmer, N. Brueggemann, B. Cappelaere, **E. Ceschia**, H. A. M. El-Khidir, B. A. El-Tahir, U. Falk, J. Lloyd, L. Kergoat, V. Le Dantec, E. Mougin, M. Muchinda, M. M. Mukelabai, D. Ramier, O. Roupsard, F. Timouk, E. M. Veenendaal, & W. L. Kutsch. (2009) **Precipitation as driver of carbon fluxes in 11 African ecosystems.** *Biogeosciences*, 5, 4071-4105.
- 14) **P. Béziat, E. Ceschia & G. Dedieu (2009) Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South-West France.** *Agricultural and forest meteorology*, 149(10): 1628-1645.
- 15) T. Lauvaux, B. Gioli, C. Sarrat, P. J. Rayner, P. Ciais, F. Chevallier, J. Noilhan, F. Miglietta, Y. Brunet, **E. Ceschia**, H. Dolman, J. A. Elbers, C. Gerbig, R. Hutjes, N. Jarosz, D. Legain & M. Uliasz (2009) **Bridging the gap between atmospheric concentrations and local ecosystem measurements.** *Geophysical Research Letters*, 36, L19809, 5 PP., doi:10.1029/2009GL039574.
- 16) E. Mougin, P. Hiernaux, L. Kergoat, M. Grippa, P. de Rosnay, F. Timouk, V. Le Dantec, V. Demarez, M. Arjounin, F. Lavenue, N. Soumaguel, **E. Ceschia**, B. Mougnot, F. Baup, F. Frappart, P.-L. Frison, J. Gardelle, C. Gruhier, L. Jarlan, S. Mangiarotti, B. Sanou, Y. Tracol, F. Guichard, V. Trichon, L. Diarra, A. Soumaré, M. Koité, F. Dembélé, C. Lloyd, N. P. Hanan, C. Damesin, C. Delon, D. Serça, C. Galy-Lacaux, J. Seghiéri, S. Becerra, H. Dia, F.

Gangneron & P. Mazzega (2009) **The AMMA-CATCH Gourma observatory site in Mali: Relating climatic variations to changes in vegetation, surface hydrology, fluxes and natural resources.** *Journal of Hydrology*, 375 (1-2), 14-33.

17) T. Gilmanov, L. Aires, K. Akshalov, V. Allard, C. Ammann, M. Aubinet, M. Aurela, J. Baker, D. Baldocchi, J. Balogh, M. Balzarolo, L. Beletti, Z. Barcza, C. Bernacchi, C. Bernhofer, V.S. Baron, J. Berringer, **P. Béziat**, D. Billesbach, J. Bradford, K. Brehe, N. Buchmann, **E. Ceschia**, P. Cellier, Shiping Chen, D. Cook, C. Corradi, R. Coulter, R. Czerny, E. Dellwik, A. Detwyler, H. Dolman, M. Dourikov, W. Dugas, J. Elbers, W. Emmerich, W. Eugster, D. Fitzjarrald, L. Flanagan, A. Frank, J. Fuhrer, D. Gianelle, T. Griffis, T. Gruenwald, M. Haferkamp, Guo Haiquang, N.Hanan, R. Harding, L. Haszpra, M. Heuer, J. Heilman, A. Hensen, S. Hollinger, A. Jacobs, D. Janous, W. Jans, D.A. Johnson, M. Jones, T. Kato, G. Katul, G. Kiely, W. Kutsch, G. Lanigan, T. Laurila, P. Leahy, S. Li, A. Lohila, V. Magliulo, A., Manzi, M. Marek, R. Matamala, T. Meyers, P. Mielnick, A. Miyata, E. Moors, J. Morgan, C. Moureaux, M. Nasyrov, J. Olejnik, J. Olesen, W. Oechel, C. Owensby, D. Papale, C. Pio, J. Prueger, A. Raschi, C. Rebmann, M. Reichstein, H. da Rocha, N. Rogiers, N. Saliendra, M.J. Sanz, K. Schelde, R. Scott, P. Sims, R.H. Skinner, H. Soegaard, J.-F. Soussana, M. Sutton, A. Suyker, T. Svejcar, M. Torn, Z. Tuba, S. Verma, M. Waterloo, G. Wohlfahrt, Bin Zhao & Guangsheng Zhou (2009) **Productivity, Respiration, and Light-Response Parameters of World Grassland and Agro-Ecosystems Derived From Flux-Tower Measurements.** *Journal of Rangeland Ecology and Management*, 63 (Issue: 1): 16-39.

18) F. Timouk, L. Kergoat, E. Mougin, C. Lloyd, **E. Ceschia**, P. de Rosnay, P. Hiernaux & V. Demarez (2009) **Response of surface energy balance to water regime and vegetation development in a Sahelian landscape.** *Journal of Hydrology*, 375 (1-2), 178-189.

19) A. Brut, C. Rüdiger, S. Lafont, J.-L. Roujean, J.-C. Calvet, L. Jarlan, A.-L. Gibelin, C. Albergel, P. Le Moigne, J.-F. Soussana, K. Klumpp, J.P. Wigneron & **E. Ceschia** (2009) **Modelling LAI at a regional scale with ISBA-A-gs: comparison with satellite-derived LAI over southwestern France.** *Biogeosciences*, 6, 1389-1404.

20) Jarosz, N., **P. Béziat**, J. M. Bonnefond, Y. Brunet, J. C. Calvet, **E. Ceschia**, J. A. Elbers, R. W. A. Hutjes, and O. Traullé. Effect of land use on carbon dioxide, water vapour and energy exchange over terrestrial ecosystems in southwestern France during the CERES campaign. *Biogeosciences Discuss.*, 6, 2755-2784, 2009.

21) C. Sarrat, J. Noilhan, P. Lacarrère, **E. Ceschia**, P. Ciais, A. J. Dolman, J. A. Elbers, C. Gerbig, B. Gioli, T. Lauvaux, F. Miglietta, B. Neininger, M. Ramonet, O. Vellinga, & J. M. Bonnefond (2009) **Mesoscale modelling of the CO₂ interactions between the surface and the atmosphere applied to the April 2007 CERES field experiment.** *Biogeosciences*, 6, 633-646.

22) P.-A. Solignac, A. Brut, J.-L. Selves, J.-P. Bêteille, J.-P. Gastellu-Etchegorry, P. Keravec, **P. Béziat & E. Ceschia** (2009) **Uncertainty analysis of computational methods for deriving sensible heat flux values from scintillometer measurements.** *Atmospheric Measurement and Technology*, 2, 741-753.

23) **E. Ceschia**, **P. Béziat**, J.-F. Dejoux, M. Aubinet, C. Bernhofer, N. Buchmann, A. Carrara, P. Cellier, P. Di Tomasi, J. Elbers, W. Eugster, T. Grünwald, C. Jacob, W. Jans, M. Jones, W. Kutsch, G. Lanigan, E. Magliulo, E. Moors, C. Moureaux, A. Olioso, B. Osborne, M. Saunders, P. Smith, H. Soegaard & M. Wattenbach (2010) **Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 363–383.

24) S. Lehuger, B. Gabrielle, P. Cellier, B. Loubet, R. Roche, P. Béziat, **E. Ceschia** & M. Wattenbach. **Predicting the net carbon exchanges of crop rotations in Europe with an agro-ecosystem model.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 384-395.

25) P. Smith, G. Lanigan, N. Buchmann, W.L. Kutsch, W. Eugster, M. Aubinet, **E. Ceschia**, **P. Béziat**, J.B. Yeluripati, B. Osborne, E.J. Moors, A. Brut, M. Wattenbach, M. Saunders & M. Jones (2010) **Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 302–315.

26) W. Eugster, N. Buchmann, **E. Ceschia**, **P. Béziat**, V. Le Dantec, M. Saunders, W. Jans, T. Grünwald, C. Rebmann, W. Kutsch, R. Czerny, D. Janous, C. Moureaux, D. Dufranne, A. Carrara, E. Magliulo, P. di Tommasi,

Jørgen E Olesen, Kirsten Schelde, A. Oliso, C. Bernhofer, P. Cellier, E. Larmanou, B. Loubet, M. Wattenbach, O. Marloie, M.J. Sanz & N. Buchmann (2010) **Management Effects on European Cropland Respiration.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 346–362.

27) W Kutsch, M. Aubinet, N. Buchmann, P. Smith, B. Osborne, W. Eugster, M. Wattenbach, E.-D. Schulze, E. Tomelleri, **E. Ceschia**, C. Bernhofer, **P. Béziat**, A. Carrara, P. Di Tommasi, T. Grünwald, M. Jones, V. Magliulo, O. Marloie, A. Oliso, M.J. Sanz, M. Saunders, H. Sjøgaard & W. Ziegler (2010) **The net biome production of full crop rotations in Europe.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 336–345.

28) E.J. Moors, J. Elbers, C. Jacobs, W. Jans, B. Kruijt, I. Supit, **E. Ceschia**, J. Elbers, W. Eugster, B. Kruijt, B. Loubet, E. Magliulo, C. Moureaux, A. Oliso, M. Saunders & H. Soegaard (2010) **Variability in carbon exchange of European croplands.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 325-335.

29) M. Wattenbach, N. Vuichard, S. Lehuger, O. Sus, L. Li, A. Leip, E. Tormellieri, W.L. Kutsch, N. Buchmann, W. Eugster, D. Dietiker, M. Aubinet, **E. Ceschia**, **P. Béziat**, T. Gruenwald, A. Hastings, P. Gottschalk, B. Osborne, P. Cias, P. Cellier & P. Smith (2010). **The carbon balance of European croplands: a cross-site comparison of simulation models.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 419-453.

30) O. Sus, M. Williams, R. Doherty, **E. Ceschia**, **P. Béziat**, T. Grünwald, C. Bernhofer, W. Eugster & N. Buchmann (2010) **A linked carbon cycle and crop developmental model: Description and evaluation against measurements of carbon fluxes and carbon stocks at several European agricultural sites.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 402-418.

31) O. Merlin, A. Al Bitar, V. Rivalland, **P. Béziat**, **E. Ceschia** & G. Dedieu (2011) **An Analytical Model of Evaporation Efficiency for Unsaturated Soil Surfaces with an Arbitrary Thickness.** *J. Appl. Meteor. Climatol.* 50, 457–471.

32) L. Li, N. Vuichard, N. Viovy, P. Ciais, T. Wang, **E. Ceschia**, W. Jans, M. Wattenbach, P. Beziat, T. Gruenwald, S. Lehuger & C. Bernhofer (2011) **Importance of crop varieties and management practices: evaluation of a process-based model for simulating CO₂ and H₂O fluxes at five European maize (*Zea mays* L.) sites.** *Biogeosciences*, 1721-1736.

33) P. Stella, E. Personne, B. Loubet, E. Lamaud, **E. Ceschia**, **P. Béziat**, J. M. Bonnefond, M. Irvine, P. Keravec, N. Mascher & P. Cellier (2012) **Predicting and partitioning ozone fluxes to maize crops from sowing to harvest: the SurfAtm-O₃ model.** *Biogeosciences*, 8, 2869-2886.

34) G. Boulet, A. Oliso, **E. Ceschia**, O. Marloie, B. Coudert, V. Rivalland, J. Chirouze & G. Chehbouni (2012) **An empirical expression to relate aerodynamic and surface temperatures for use within single-source energy balance models.** *Agricultural and Forest Meteorology*, 161, 148-155.

35) M. Claverie, V. Demarez, B. Duchemin, O. Hagolle, D. Ducrot, C. Marais-Sicre, J.-F. Dejoux, M. Huc, P. Keravec, **P. Béziat**, R. Fieuzal, **E. Ceschia** & G. Dedieu (2012) **Maize and sunflower biomass estimation in southwest France using high spatial and temporal resolution remote sensing data.** *Remote sensing of environment*, 124, 844–857.

36) T. Tallec, **P. Béziat**, N. Jarosz, V. Rivalland & **E. Ceschia** (2013). **Crops' water use efficiencies in temperate climate: comparison of stand, ecosystem and agronomical approaches.** *Agricultural and Forest Meteorology*, 168, 69–81.

37) E. Delogu, G. Boulet, A. Oliso, B. Coudert, J. Chirouze, **E. Ceschia**, V. Le Dantec, O. Marloie, G. Chehbouni & J.-P. Lagouarde (2012) **Temporal variations of evapotranspiration: reconstruction using instantaneous satellite measurements in the thermal infra red domain.** *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 9, 1699-1740.

38) **P. Béziat**, V. Rivalland, T. Tallec, N. Jarosz, G. Boulet, P. Gentine & **E. Ceschia** (2013). **Crop evapotranspiration partitioning and analysis of the water budget distribution for several crop species: comparison between a simple method based on marginal distribution sampling and a SVAT modeling approach.** *Agricultural and Forest Meteorology*, 177, 46– 56.

Chapitres de livre

J.-F. Soussana, P. Carrère, P. Loiseau, M. Lafarge, F. Louault, C. Cochard, **E. Ceschia** & F. Teyssoneyre (2003). **Les écosystèmes prairiaux**. Alliance Universitaire d'Auvergne (eds) : L'INRA en Auvergne, du gène à l'assiette. Clermont-Ferrand, pp 53-79. Alliance Universitaire d'Auvergne (eds).2003. 325p.

C. Moureaux, **E. Ceschia**, N. Arriga, **P. Béziat**, W. Eugster, W.L. Kutsch & E. Pattey (2012) **Eddy covariance measurements over crops** dans Eddy covariance Handbook Springer Atmospheric Sciences Aubinet, Marc; Vesala, Timo; Papale, Dario (Eds.) 2012, XXII, 438 p .

Avant propos

Dans ce mémoire je parlerai exclusivement de mon travail sur les grandes cultures au CESBIO dans le cadre du Chantier Sud Ouest. Non pas que je ne m'intéresse plus aux forêts ni aux prairies, j'ai d'ailleurs toujours grand plaisir à lire les travaux qui sont en rapport ou dans la continuité de mes travaux antérieurs et je suis ravi d'apporter mon expertise lors des jurys ou comités de thèses portant sur l'analyse du fonctionnement hydrique et carboné des forêts et des prairies, mais tout simplement parce que ce mémoire doit essentiellement permettre aux rapporteurs d'évaluer ma capacité à diriger des recherches et que je n'ai commencé des activités d'encadrement d'équipe qu'à partir de mon arrivée au CESBIO. Je ne reviendrai pas non plus sur l'inutilité de l'Habilitation à Diriger les Recherches dans le système de recherche français, Eric Dufrêne dont j'avais signé la pétition pour demander sa suppression, s'est chargé d'argumenter ce point (Dufrêne, 2007). J'anime d'ailleurs, sans l'HDR, depuis 2006 l'équipe du Chantier Sud Ouest (près de 40 personnes) dont l'AERES a pu apprécier les bilans et projets de recherche lors de la dernière évaluation du laboratoire.

En revanche, un peu d'historique s'impose pour expliquer ce qui m'a amené à travailler au CESBIO sur les grandes cultures. J'ai effectué ma thèse en cotutelle (entre l'Université Paris XI Orsay en France et l'Université d'Uppsala (SLU) en Suède) sur le thème « Effets des paramètres environnementaux sur les variations spatiales et saisonnières de la respiration ligneuse chez le Hêtre et l'Epicéa ». Ce projet passionnant que j'ai pu mener avec beaucoup de liberté m'a permis de travailler à des échelles très fines, quelques micromètres, sur des coupes de tissus, jusqu'à l'échelle de l'écosystème. J'avais alors à cœur de comprendre comment la distribution des cellules vivantes au sein des tissus influençait la variabilité spatiale de la respiration ligneuse et comment cette variabilité spatiale devait être décrite pour permettre une simulation correcte de la respiration ligneuse à l'échelle de l'écosystème. J'ai dû, pour ce faire, développer mes propres systèmes de mesures d'échanges gazeux automatisés (voir Figure A) sur deux écosystèmes forestiers, en France à Hesse et en Suède à Flakaliden. Je me suis donc confronté durant plusieurs années aux difficultés du terrain et je suis ravi que ce travail de thèse ait été valorisé au sein du modèle CASTANEA développé par Eric Dufrêne au laboratoire Ecologie, Systématique et Evolution d'Orsay (Ceschia et al., 2002 ; Davi et al. 2005 ; Dufrêne et al. 2005).



Figure A : Système automatisé pour la mesure de la respiration ligneuse à Flakaliden (gauche) et exemple de chambre de mesure à Hesse (droite).

J'ai en parallèle de cette thèse géré pendant près de 2 ans l'expérience « Whole Tree Chambers » (WTC) à Flakaliden (Figure B). L'objectif de ce dispositif était de tester l'effet croisé des fertilisations CO_2 et minérale sur des arbres adultes durant plusieurs années consécutives. Bien que ce travail ait été peu rentable pour moi en termes de publication (Medhurst et al. 2006), il m'a beaucoup appris sur la gestion des dispositifs expérimentaux complexes à long terme et m'a permis de rencontrer et échanger avec de nombreux chercheurs du monde entier (Paul Jarvis, Mike Ryan, Ram Oren...) qui venaient chaque année dans le cadre des ateliers organisés par l'IUFRO (The Global Network for Forest Science Cooperation) à Flakaliden.



Figure B : Système « Whole tree chamber » permettant de contrôler la concentration en CO_2 , la température, le VPD et de mesurer les échanges nets d'eau et de CO_2 entre l'arbre et l'atmosphère de la chambre.

La thèse m'a aussi permis de collaborer avec des jeunes chercheurs travaillant sur les autres composantes du flux net de carbone au sein des écosystèmes (notamment Monika Strömngren et Valérie Le Dantec qui travaillaient sur la respiration du sol) et de voir la pertinence de l'outil micro-météorologique (ou méthode des fluctuations turbulentes, Eddy Covariance en anglais, EC) pour analyser l'impact du climat (et des pratiques de gestions) sur la variabilité temporelle des flux nets d'eau et de CO₂ et des bilans d'eau et de carbone (C) directement à l'échelle de l'écosystème (Granier et al. 2000). Aussi quand à l'issue de ma thèse, un post doctorat s'est présenté à Clermont Ferrand dans l'Equipe Fonctionnement et Gestion de l'Ecosystème Prairial (<https://www1.clermont.inra.fr/urep/fgep/index.htm>) dans le cadre du programme Européen Greengrass (<http://www2.clermont.inra.fr/greengrass/>), tous deux coordonnés par Jean François Soussana, j'ai souhaité saisir cette opportunité pour explorer à la fois l'outil EC et une thématique nouvelle. En effet si les mesures de flux turbulents sur forêts avaient démarrées en Europe vers le milieu des années 90 dans le cadre de programme comme Euroflux, pratiquement rien n'avait encore été fait en terme de mesure de flux net sur prairies, ni d'ailleurs sur grandes cultures comme on le verra plus tard. Il s'agissait dans le cadre de ce post doctorat d'analyser les effets d'une intensification de gestion (pression de pâture, fertilisation) sur la dynamique végétale, les flux et bilans de gaz à effet de serre (GES) de deux parcelles de prairies attenantes (une parcelle dite « extensive » et une dite « intensive »).

Dès mon arrivée à l'INRA de Clermont Ferrand, j'ai instrumenté (station météorologique, stations de flux turbulents...) le site expérimental de Laqueuille avec l'aide de Robert Falcimagne (FGEP), Paul Berbigier et Jean Marc Bonnefond de l'INRA de Bordeaux (EPHYSE). J'ai caractérisé le site (compositions spécifique de la végétation, profondeur et type de sol, l'emprunte (footprint en anglais) des flux...) et mis en place les protocoles de prélèvements (végétation, sol, solution et gaz du sol) et d'analyse des flux par fluctuations turbulentes. Ces protocoles de prélèvements ont par la suite été appliqués à l'ensemble des sites des réseaux Européens Greengrass puis Carboeurope-IP. J'ai de plus coordonné l'ensemble des campagnes de mesures (flux de N₂O, de méthane, respiration du sol...) sur le site de Laqueuille durant les 1 an et demi de mon post doctorat. A noter qu'une bonne partie des protocoles d'analyse et de traitement de données que j'avais alors mis en place sont toujours utilisés sur ce site. Ce travail m'a finalement permis d'établir les tous premiers bilans de C et de GES sur les deux parcelles de Laqueuille et d'analyser l'effet de l'intensité de gestion sur ces flux et bilans. Ce fut pour moi une expérience très enrichissante qui m'a permise d'établir ou de renforcer des collaborations avec plusieurs laboratoires français ou étrangers et qui m'a surtout fournie la maîtrise nécessaire à la mise en place et à la gestion de mes propres sites expérimentaux sur grandes cultures au CESBIO dans le cadre du Chantier Sud Ouest dont la zone d'étude est représentée sur la Figure C.

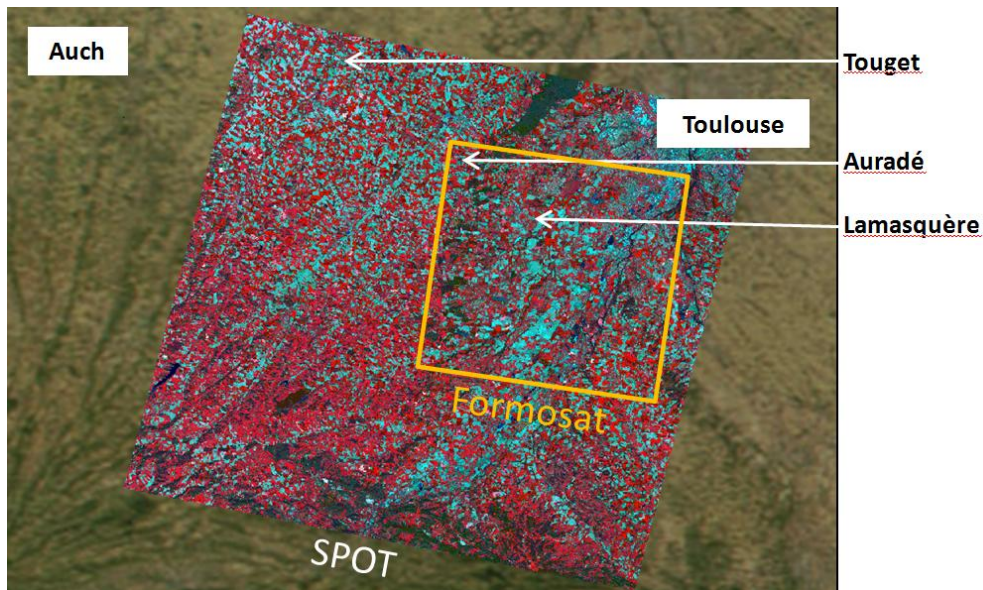


Figure C : Emplacements 1) de la zone d'étude Sud Ouest « historique » matérialisée par l'empreinte de l'image SPOT et pour laquelle des données sont disponible depuis 1992, 2) de la zone d'acquisition du satellite Formosat - 2 grâce auquel des données satellitales sont régulièrement acquises depuis 2006 et 3) des 3 sites expérimentaux de mesure des flux sur agro-écosystèmes : Auradé, Lamasquère et Touget installés respectivement en Mars 2004, Juillet 2004 et Aout 2009.

Chapitre 1 : Introduction

Mes travaux s'inscrivent en grande partie dans le cadre de l'article 3.4 du protocole de Kyoto qui vise notamment à estimer 1) l'impact du changement d'utilisation des terres et de la gestion des écosystèmes terrestres sur le climat et 2) le potentiel de capture du carbone par les agro-écosystèmes (Smith, 2004). De par leur importance en terme de surface (plus d'un tiers de la surface au sol en Europe (Smith et al., 2005) les agro-écosystèmes ont en effet un impact majeur sur le fonctionnement des cycles biogéochimiques continentaux du carbone, de l'eau et de l'azote. Ils sont aussi au cœur des problématiques de développement durable de par leur importance socio-économique et parce qu'ils procurent à l'humanité l'essentiel de son alimentation. La loi de modernisation de l'agriculture et de la pêche du 27 juillet 2010 vise d'ailleurs à inscrire l'agriculture dans un développement durable du territoire et se dote dans ce cadre de nouveaux instruments tels que le Plan Régional d'Agriculture Durable (PRAD) qui fixe les grandes orientations de la politique agricole, agroalimentaire et agro-industrielle de l'État dans la région en tenant compte des spécificités des territoires ainsi que de l'ensemble des enjeux économiques, sociaux et environnementaux. Parvenir à préserver la capacité de production des agro-écosystèmes, leur rentabilité économique tout en prenant en compte leurs spécificités régionales et en réduisant leurs impacts environnementaux constitue donc un enjeu crucial mais aussi un réel défi dans un monde en constante évolution.

Mes travaux ont donc pour objectif :

- d'analyser le fonctionnement des cycles biogéochimiques de l'eau, du carbone et plus récemment de l'azote pour les agro-écosystèmes,
- d'identifier les facteurs agissant sur les différents processus régulant ces cycles en faisant notamment la part entre les facteurs environnementaux et l'action de l'homme,
- de quantifier les différentes composantes des flux nets d'énergie, d'eau et de C au sein et à l'interface entre les agro-écosystèmes et l'atmosphère,
- de déterminer les bilans de ces échanges (énergie, eau, C, GES) de manière à calculer des indicateurs servant à identifier des leviers d'action pour réduire l'impact des agro-écosystèmes sur l'environnement (essentiellement le climat) et d'optimiser l'utilisation des ressources de ces agro-écosystèmes (eau, matière organique du sol, éléments minéraux) tout en essayant de maintenir des objectifs de rendement et de rentabilité économique pour les agriculteurs.

1. Contexte général et scientifique

Les terres agricoles occupaient 5023 Mha en 2002 (FAOSTAT, 2009). La plupart de ces terres étaient pâturées (3488 Mha, soit 69%) mais les cultures occupaient 1405 Mha (soit 28% des terres agricoles). Au cours des 4 dernières décennies, la superficie des terres agricole s'est accrue de près de 500 Mha au détriment des autres occupations du sol. Ce changement résulte de l'augmentation de la demande alimentaire liée en grande partie à l'accroissement de la population mondiale mais aussi à l'évolution des régimes alimentaires. Chaque année durant cette période ce sont près de 6 Mha de forêt et près de 7 Mha d'autres terres qui ont été converties pour l'agriculture. Cela s'est jusqu'à présent essentiellement produit dans les pays en voie de développement et il est prévu que cette tendance se maintienne dans le futur (Fedoroff et Cohen, 1999; Huang et al., 2002; Trewavas, 2002; Green et al., 2005). Il est donc évident que l'agriculture a un impact majeur sur un ensemble de cycles biogéochimiques dont les cycles continentaux du carbone et de l'eau (notamment par le biais de l'irrigation). A titre d'exemple, en 2002, près de 277 Mha de terres arables étaient irriguées dans le monde (FAOSTAT, 2009), soit près de 20% de la surface totale en terres arables.

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'Evolution du Climat (GIEC) par l'organisation météorologique mondiale et le programme des Nations Unies pour l'environnement. Le GIEC qui réunit les plus grands scientifiques mondiaux sur la question du climat a pour mission 1) 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 aux changements climatiques d'origine anthropique, 2) de cerner plus précisément les conséquences possibles de ces changements et 3) d'envisager d'éventuelles stratégies d'adaptation et d'atténuation (<http://www.ipcc.ch/>). 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.

Dans ce même rapport, le chapitre agriculture établit que les activités agricoles (incluant l'élevage) émettaient en 2005 l'équivalent de 5.1 gigatonnes (Gt) (Denman et al., 2007) à 6.1 Gt (US-EPA, 2006a) d'équivalent CO₂ (CO₂-eq) an⁻¹, soit 10 à 12 % des émissions de GES totales d'origines anthropiques dans le monde. Ces valeurs ne prennent cependant en compte ni les émissions indirectes qui ont lieu pendant la phase de production, stockage, transport des intrants (engrais, pesticides...) jusqu'à la ferme, ni la combustion de carburants pendant les opérations culturales (Lal, 1997, 2004)... Or ces émissions de GES peuvent représenter jusqu'à 50 % du bilan final (Robertson et al., 2000; West et Marland, 2002;

Biswas et al., 2008) et ne doivent donc pas être négligées dans l'évaluation des bilans GES des produits agricoles.

Dans les rapports du GIEC, les émissions de CO₂ des sols agricoles sont généralement comptabilisées à part, dans les émissions liées aux changements d'utilisation et d'usage des sols. Après une période de transition (typiquement 30 ans) entre, par exemple, une forêt et une culture, il est généralement admis que le sol agricole a atteint un niveau d'équilibre tant que les pratiques agricoles n'évoluent pas (Figure 1.1). Ainsi, malgré d'importants échanges annuels de CO₂ entre les terres cultivées et l'atmosphère (flux de photosynthèse et de respiration), le flux net était supposé être proche de l'équilibre en 2000 (GIEC, 2001a) pour les terres agricoles avec une émission nette de CO₂ de près de 0.04 Gt an⁻¹ seulement (les émissions liées à la consommation d'électricité et de fuel étant comptabilisées par ailleurs dans les secteurs bâtiment et transport) soit moins de 1% des émissions globales de CO₂ d'origine anthropique. Il est cependant essentiel de vérifier la validité de cette supposition pour différentes zones géographiques, types de cultures et systèmes de production pour identifier localement des leviers d'actions permettant de limiter les émissions.

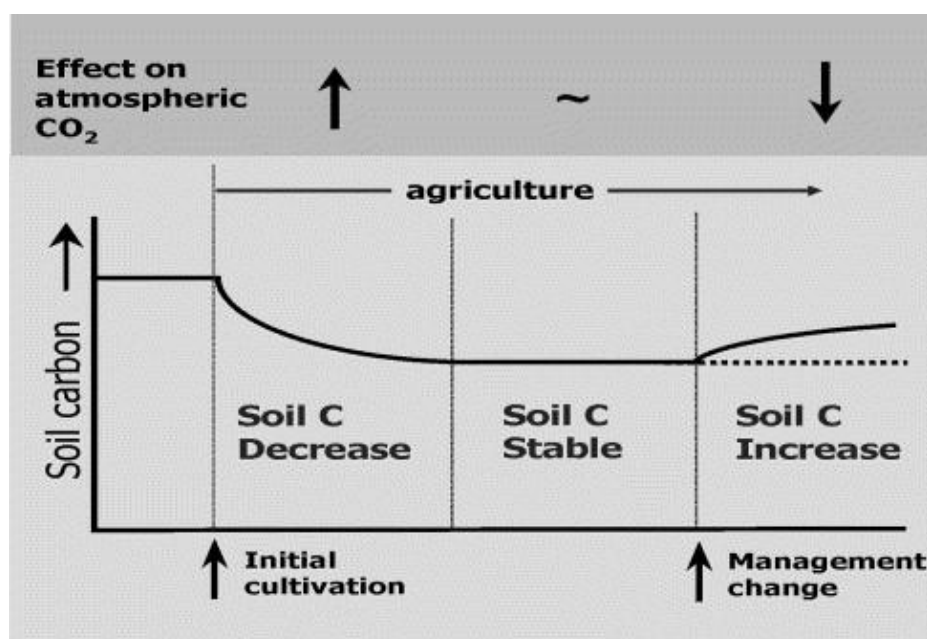


Figure 1.1 : Variations sur le long terme des stocks de carbone organique du sol et des émissions de CO₂ du sol selon les pratiques agricoles suite à un changement d'utilisation des terres (Follett (2001) adapté de Janzen et al. (1998)).

2. Les sols cultivés sources de C ou à l'équilibre ?

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 et Saugier, 2003) qui se sont accompagnées de modification du cycle hydrologique. A l'heure actuelle, la déforestation concerne surtout les pays en développement, où les terres arables se sont étendues de 6 à 7 Mha par an pendant les 40 dernières années (Smith et al., 2007). La première perte de C, immédiate, a lieu lors de l'exportation du bois mais à plus long terme (plusieurs décennies) le sol déstocke du C (Figure 1.1), en particulier à cause des longues périodes de sol nu et des exportations répétées de biomasse propres aux agro-écosystèmes. 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 qui dégradent la matière organique. 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 est pratiquée, les pertes de carbone du sol des agro-écosystèmes peuvent ne pas être compensées par les entrées de carbone (Anthoni *et al.*, 2004a; Baker et Griffis, 2005; Grant *et al.*, 2007; Hollinger *et al.*, 2005; Verma *et al.*, 2005). En outre, les stocks de carbone organique du sol sont aussi vulnérabilisés par les différentes pratiques culturales telles que le labour (Lal, 1997; Paustian et al. 1998a, 1998b; Follett, 2001), la pose de drains...et l'application d'engrais ou l'incorporation des résidus qui accroissent généralement les émissions de N₂O du sol (Kuikman et al., 2006).

Concernant l'Europe plus spécifiquement, les études successives portant sur la dynamique du carbone organique dans les sols agricoles peinent à dégager une tendance claire. Smith et al. (2000) estiment que les sols agricoles d'Europe perdent annuellement $2.6 \pm 4.5\%$ de leur C organique. Janssens et al. (2003), en se basant sur des inventaires de sols à long terme (plus de 10 ans), confirment cette tendance et estiment une perte annuelle en C organique de $90 \pm 50 \text{ g C m}^{-2}$. Dans d'autres études plus récentes basées sur des approches alliant modélisation et inventaires de sols, les agro-écosystèmes sont supposés être proches de l'équilibre mais agissant comme de faibles sources (Smith et al., 2005; Bondeau et al., 2007; Schulze et al., 2009) ou de faibles puits (Gervois et al., 2008). Les incertitudes portant sur ces estimations sont toutefois très importantes voire même supérieures au flux supposés en raison de la grande diversité des espèces cultivées et des pratiques culturales associées. Il faut par ailleurs admettre que les modèles utilisés jusqu'à ce jour reproduisent globalement assez mal les flux nets annuels de CO₂ des cultures mesurés par EC ou la fraction de biomasse exportée à la récolte (Lehuger et al. 2010 ; Sus et al. 2010 ; Wattenbach et al. 2010) et donc leurs bilans de carbone.

En France, plus spécifiquement, Arrouays et Pélissier (1994) et Arrouays et al. (1994) ont montré que la teneur en COS dans les sols agricoles continuait souvent à décliner même de nombreuses années après la conversion des parcelles de forêt ou de prairies en cultures. L'expertise collective scientifique menée par l'INRA en 2002 a d'ailleurs montré que, pour la couche de 0 à 30 cm, le stock global en carbone des sols de France peut être estimé au

moins à 3,1 milliards de tonnes. Ces stocks sont très variables en fonction des régions, de l'occupation et de la gestion des sols (ex : ils sont estimés très faibles dans des zones de cultures très intensives, moyennement élevés dans les régions forestières ou fourragères et très élevés en zones montagneuses).

Ainsi, non seulement la question du stockage ou du destockage de C dans les sols agricoles est importante à prendre en compte pour les problématiques liées au climat, mais il ne faut pas perdre de vue que la perte de COS a aussi des effets négatifs sur les propriétés physico-chimiques du sol qui vont se traduire par une baisse de la fertilité, de la biodiversité, une sensibilité plus grande à l'érosion et à la compaction des sols... Soltner (1972) précisait déjà que si d'un point de vue agronomique l'élévation du taux de matière organique du sol n'est évidemment pas une fin en soi, en revanche sa diminution engendre une baisse inéluctable de la fertilité des sols même si une fertilisation minérale optimale est pratiquée. La conservation des stocks de C organique ou leur restauration concerne donc à la fois des enjeux climatiques mais aussi agronomiques.

A partir de ce constat, plusieurs études ont été menées pour évaluer les potentialités de stockage du carbone atmosphérique dans les sols agricoles. Là encore, les résultats de ces différentes études sont très contrastés, les incertitudes sur les estimations très élevées et il semble que les premières études aient surestimée la capacité des sols agricoles à re-stocker du carbone (Figure 1.2).

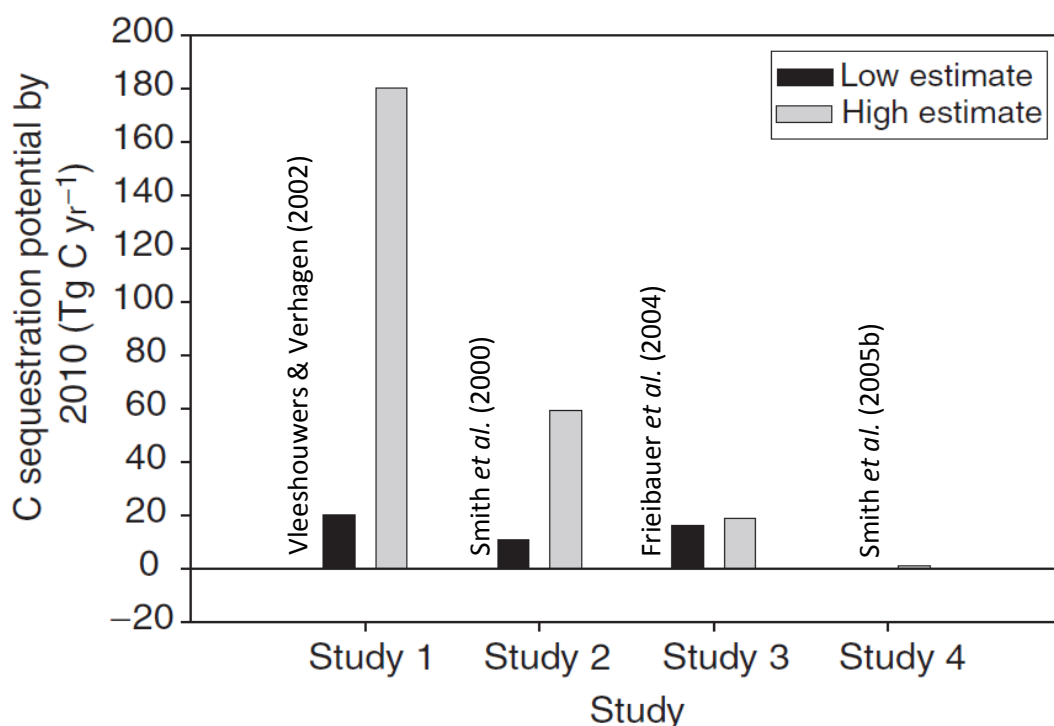


Figure 1.2 : Estimations des potentiels de stockage de carbone par les sols agricoles en Europe (adaptée de Smith et al., 2005).

Pour la France, le potentiel maximal de stockage additionnel du carbone dans le sol pourrait être de l'ordre de 1 à 3 millions de tonnes par an selon l'expertise collective scientifique menée par l'INRA en 2002. Ce stockage pourrait compenser jusqu'à 3 à 4 % des émissions annuelles en GES de la France, ce qui n'est pas négligeable. Des modifications de l'usage des sols et des évolutions des pratiques agricoles (réduction des labours, cultures sous couverture végétale, etc.) permettraient d'augmenter le taux de carbone dans les sols et de réduire sensiblement la part de l'agriculture dans le réchauffement de la planète.

Ces différences d'estimation de potentiel de stockage de C dans les sols agricoles démontrent en tout cas clairement que les études dans le domaine doivent être approfondies et qu'il faut évaluer dans ces écarts, quelle est la part de l'incertitude liée aux approches de modélisation elles-mêmes, à la prise en compte incomplète des processus à l'œuvre ou à l'incertitude sur les données utilisées en entrée de modèle ou pour leur paramétrisation.

3. La problématique de l'eau en agriculture

Le carbone n'est bien évidemment pas le seul élément dont le cycle biogéochimique subisse des modifications en lien avec les pratiques agricoles et les changements globaux. En France, comme dans le reste du monde, l'agriculture est l'activité qui consomme le plus d'eau (plus de 50 % de l'eau consommée et jusqu'à 80 % en été). Aujourd'hui, les superficies irriguées s'élèvent à 2 Mha (contre 0.8 Mha en 1970) et représentent 6 % de la superficie agricole utile (le maïs représente la moitié environ des surfaces irriguées). Les spécialisations régionales agricoles aboutissent à ce que trois régions (Aquitaine, Centre et Midi-Pyrénées) concentrent 50 % des surfaces irriguées.

Cependant les cultures agissent bien évidemment à d'autres niveaux sur le cycle de l'eau. Les longues périodes de sol nu favorisent le ruissellement, accroissent la fraction d'eau directement évaporée au niveau du sol et la gestion des pailles (Eitzinger et al., 2007) ou le travail du sol et ont une incidence sur les propriétés hydrauliques du sol (van Es et al., 1999 ; Mertens et al., 2005 ; Bodner et al., 2008 ; Alletto et al., 2010). Aussi dans un contexte de changements climatiques, la modification du régime des pluies prévues dans le cadre du projet CLIMATOR (Brisson et Levraut, 2010) (augmentation des précipitations de 25% pendant l'hiver et d'une diminution de 15% pendant l'été pour le Sud Ouest de la France vers 2050) pose un certain nombre de questions relatives 1) aux processus qui contrôlent le cycle de l'eau dans les agro-écosystèmes, 2) aux types de cultures qui devront être produites à cet horizon, 3) aux moyens à notre portée pour améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau des plantes cultivées mais aussi des parcelles agricoles et 4) aux stratégies à mettre en œuvre pour gérer localement et régionalement au mieux la ressource en eau pour ses différents usages dont l'agriculture.

4. Les autres gaz à effet de serre produits par les activités agricoles

Les émissions de méthane (CH_4) et de protoxyde d'azote (N_2O) représentent près de 3.3 et 2.8 Gt $\text{CO}_2\text{-eq an}^{-1}$, soit près de 47 et 58 % des émissions mondiales de ces deux gaz, respectivement, mais avec une forte incertitude concernant à la fois les émissions anthropiques globales et celles provenant de l'agriculture (GIEC, 2007a). Les émissions de N_2O des sols et les émissions de CH_4 issues de la fermentation entérique constituent les plus fortes sources (38 et 32% respectivement) des émissions de GES autres que le CO_2 en agriculture en 2005 ; la combustion de la biomasse (12%), la production de riz (11%), la gestion des engrais organiques (7%) constituant le reste des émissions. Les émissions de CH_4 et de N_2O ont augmenté globalement de 17 % entre 1990 et 2005 (GIEC, 2007). A noter que les projections à 2030 prévoient une augmentation de 35 à 60 % des émissions de N_2O principalement à cause de l'augmentation de l'utilisation des engrais azotés minéraux et organiques d'origine animale et une augmentation de 60 % des émissions de CH_4 à cause de la croissance du cheptel mondial (Smith et al., 2007; Vergé et al., 2007). Emissions de GES en agriculture et changements globaux sont donc intimement liés car d'une part, les augmentations de population et les modifications de régimes alimentaires sont susceptibles d'accroître les émissions et d'autre part, les futurs climats pourraient très bien engendrer plus de pertes de carbone organique du sol par une accélération de la minéralisation ou au contraire un enrichissement (forte incertitude et selon les scénarii, périodes et zones considérées). Enfin, les changements climatiques vont très certainement modifier la moyenne et la distribution des températures et des précipitations (GIEC, 2007a) ce qui aura des répercussions importantes pour l'agriculture comme montré dans le cadre du programme CLIMATOR (Brisson et Levraut, 2010).

Il existe donc à l'heure actuelle une nécessité de mieux appréhender 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 aux changements climatiques 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 d'ailleurs aux pays signataires des engagements visant à stabiliser voire à diminuer leurs émissions de GES. Dans le cas du dioxyde de carbone (CO_2) une réduction globale de 5.2 % des émissions était prévue par le protocole pour 2012 par rapport aux émissions de 1990. Ces engagements sont loin d'être toujours tenus par les états. A l'inverse, en Grande Bretagne, c'est une réduction globale de 80% des émissions de GES qui est envisagée d'ici à 2050 dont une baisse de 70% pour le secteur agroalimentaire. En 2005, la France s'était aussi engagée à diviser par quatre ses émissions de GES d'ici à 2050. Cependant, dans son rapport intitulé « Perspectives énergétiques de la France à l'horizon 2020-2050 » (<http://www.strategie.gouv.fr/content/les-perspectives-energetiques-de-la-france-l%E2%80%99horizon-2020-2050-0>), le Centre d'analyse stratégique (CAS) évalue les promesses françaises dans ce domaine et estime les engagements de la France intenables.

5. Rappels concernant les processus clefs de régulation des cycles biogéochimiques au sein et à l'interface des agro-écosystèmes

Pour bien cerner quels sont les enjeux et possibilités d'action pour s'adapter aux changements climatiques et réduire les émissions de GES des agro-écosystèmes, il est important de bien connaître les processus qui déterminent les flux au sein et à l'interface des agro-écosystèmes.

5.1. Les composantes du flux net de CO₂

Les flux nets de CO₂ entre les surfaces agricoles et l'atmosphère sont la résultante d'un ensemble de processus (Figure 1.3) : la fixation du C par les plantes grâce au processus de photosynthèse brute ou Production Primaire Brute (PPB ou Gross Primary Production en anglais, GPP) à laquelle on peut retrancher la photorespiration ce qui correspond à la Productivité Brute de l'Ecosystème (PBE ou Gross Ecosystem Productivity en anglais, GEP), la respiration des plantes ou Respiration Autotrophe (R_A) représente une perte de C de près de 50% de la quantité fixée par la GPP. La fraction de C restante qui peut être investie dans de nouveaux tissus ou d'autres processus est appelée Production Primaire Nette (PPN ou Net Primary Production en anglais, NPP). Ainsi :

$$NPP = GEP - R_A \quad (1)$$

GEP et NPP sont par convention des termes de signe négatif car les fixations brute et nette soustraient du CO₂ à l'atmosphère. Dans la réalité, il est presque impossible d'effectuer des mesures précises de la NPP car même si l'essentiel est alloué aux biomasses aériennes et souterraines, une partie de la matière organique produite est perdue par herbivorie, sous forme d'exsudats au niveau des racines ou échangée avec des organismes symbiotiques (par exemple les mycorhizes du blé). Les pertes sous forme de composés organiques volatiles (VOC) sont très faibles pour les cultures. Globalement ces pertes de NPP sont difficiles à quantifier même si des techniques comme la Relax Eddy Accumulation (REA) (Desjardin, 1977) ou la Disjunct Eddy Covariance (DEC) (Rine et al., 2001 ; Turnipseed et al., 2009) peuvent permettre d'estimer une partie des pertes sous forme de VOC et que les techniques de marquage isotopique peuvent fournir des estimations des pertes au profit de la rhizosphère. Même la fraction de NPP allouée aux différents organes de la plante est difficile à estimer précisément car au moment du prélèvement de végétation, une partie des organes produits durant la phase de croissance de la plante a pu être décomposée (litière de feuilles, racines). Par ailleurs, la fraction de biomasse racinaire fine est à tout moment très difficile à évaluer (pertes d'échantillons au moment du lavage du sol, pollution des racines par des particules minérales...). Pour toutes ces raisons, l'estimation de la NPP est généralement imprécise (Lauenroth et al., 2006).

Dans les agro-écosystèmes, à la fin de chaque saison de croissance, une partie de la biomasse produite est exportée sous forme de grains, de pailles ou de tubercules (fraction de la biomasse appelée H). Cependant une grande partie de cette biomasse est dégagée sous forme de CO₂ dans l'atmosphère après des temps de résidence variables selon les produits (aliments, fibres, construction ; Smith et al., 2008). Globalement, Rojstaczer et al. (2001) ont estimé qu'environ 40 % de la NPP était utilisée pour les activités humaines.

Une partie de la NPP retourne néanmoins au sol sous forme de matière organique directement ou éventuellement après passage à l'étable sous forme de fumier ou de lisier (quand elle a servi d'aliment ou de paillage au bétail typiquement). La fraction non exportée de la NPP est alors transférée à la litière et aux stocks de carbone organique du sol qui ont chacun des temps de résidence différents dans le sol (Zimmermann et al., 2007). Ces différents réservoirs de carbone organique vont donc être dégradés et soumis à la décomposition par la faune et les micro-organismes du sol. Ces processus aussi connus sous le nom de minéralisation (transformation de la matière organique qui retourne au sol en éléments minéraux) dégagent de par l'activité respiratoire des organismes décomposeur du CO₂ qui constitue la Respiration Hétérotrophe du sol (R_H). Il est important de noter que la matière organique dégradée en un instant donné est en partie celle produite durant l'année en cours mais aussi pour partie celle d'autres réservoirs plus anciens qui se sont accumulés au fil des années voire des décennies précédentes.

Sur une base de temps annuelle, la différence entre la NPP et R_H est la Productivité Nette de l'Ecosystème (ou Net Ecosystem Productivity en anglais, NEP).

$$NEP = NPP - R_H \quad (2)$$

Si le terme NEP est négatif, l'écosystème sera considéré comme étant un puits atmosphérique de CO₂, si ce terme est positif l'écosystème sera considéré comme une source de CO₂. Sur une base de temps plus courte, typiquement celle d'intégration des mesures de flux par EC (30 minutes) on parlera plutôt de flux net de l'écosystème (ou Net Ecosystem Exchange en anglais, NEE).

Par ailleurs, la somme de R_H et R_A représente la respiration totale de l'écosystème (R_E).

$$R_E = R_A + R_H \quad (3)$$

Elle peut être mesurée directement par EC durant la nuit (voir Annexe 1). La somme de R_H et de la fraction souterraine de R_A (respiration des racines, des tubercules...) en revanche, constitue la respiration du sol (R_S) qu'il est possible de mesurer à l'aide de chambres portatives ou automatiques couplées à un analyseur infrarouge (voir ci-dessous).

Enfin, il est aussi possible d'estimer la productivité primaire de l'écosystème en ajoutant à la NEE (par exemple mesurée par EC) la respiration de l'écosystème extrapolée à la journée à partir des mesures nocturnes :

$$GEP = NEE + R_E$$

(4)

Cette méthode de partition de la NEE mesurée par EC s'appuie sur l'étude de Reichstein et al. (2005) et sera décrite dans l'Annexe 1.

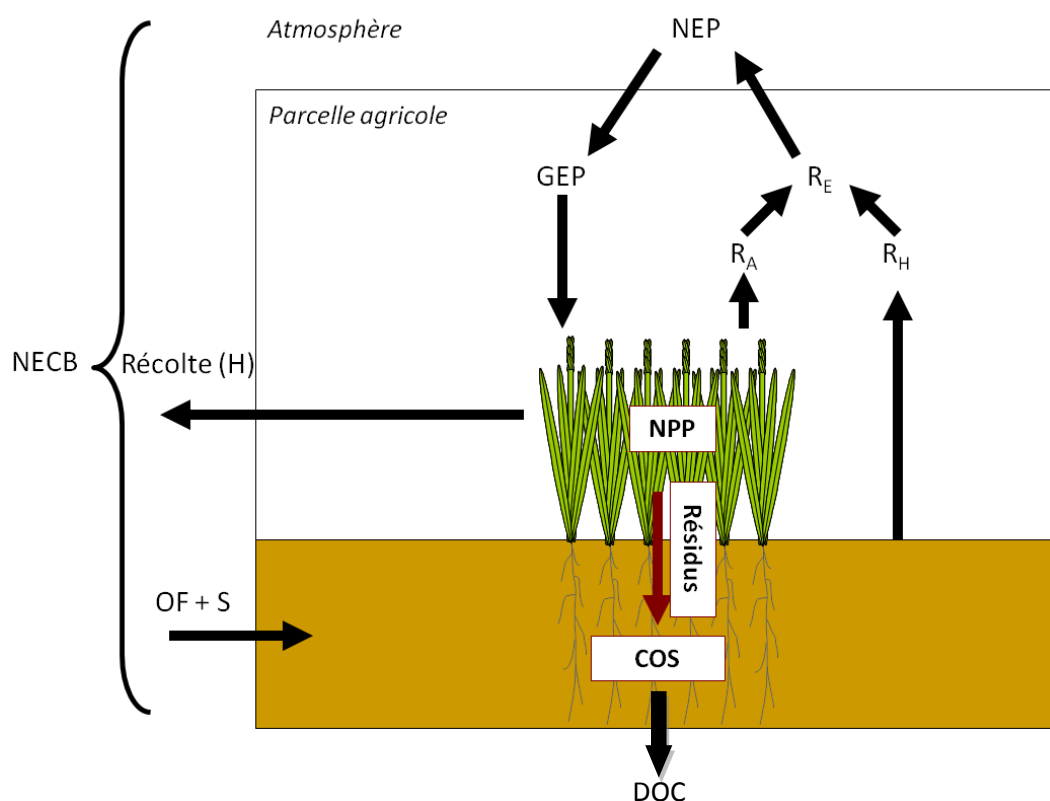


Figure 1.3 : Les principaux réservoirs et flux de C au sein et à l'interface des agro-écosystèmes : NEP pour Productivité Nette de l'Ecosystème, GEP pour Productivité Brute de l'Ecosystème, R_E pour Respiration de l'Ecosystème, R_A pour Respiration Autotrophe, R_H pour Respiration Hétérotrophe, NPP pour Productivité Nette de l'Ecosystème, S représente l'apport de graines/tubercules sur la parcelle, OF pour Fertilisation Organique, H pour récolte et COS pour Carbone Organique du Sol. Les pertes par carbone organique dissout (DOC) peuvent représenter 10% du bilan de C (NECB) de la parcelle (Smith et al., 2010).

5.2. Les composantes du flux net de CH_4

Le flux net de CH_4 (CH_{4net}) est la résultante de sa production par méthanogénèse et de sa consommation par méthanotrophie. La méthanogénèse est un processus microbien de décomposition de la matière organique qui a lieu en condition anaérobie (Knowles, 1993). La production de méthane a lieu dans les agro-écosystèmes au niveau des sols immergés (même temporairement) ou saturés en eau. La riziculture inondée est donc bien sûr une source significative de méthane (Pathak et al., 2005; Zou et al., 2009), typiquement de

l'ordre de 10 à 40 g CH₄ m⁻² an⁻¹. Le méthane est consommé par les horizons de surface des sols en condition aérée et ce puits pourrait représenter 5 à 8 % des sources globales de CH₄ (Mosier et al., 1998; Ojima et al., 1993). En 2006, Keppler et al. rapportèrent que les plantes pouvaient directement être une source importante de méthane mais Nisbet et al. (2009) montrèrent par la suite que les plantes sont essentiellement un vecteur par lequel le méthane peut transiter. Pour la plupart des cultures, les flux nets resteront cela dit faibles. Pour une rotation de type maïs, soja, blé, Robertson et al. (2000) ont typiquement rapportés des absorptions nettes de méthane de l'ordre de 4 g CO₂-eq m⁻² an⁻¹.

5.3. Les composantes du flux net de N₂O

Il est produit lors des processus de nitrification et de dénitrification dans les sols. L'azote organique est d'abord transformé en azote ammoniacal (NH₄⁺ ou NH₃) par la réaction d'ammonification. En condition aérobie, la nitrification entrainera ensuite une oxydation de l'ammonium (NH₄⁺) ou de l'ammoniac (NH₃) d'abord en nitrites (NO₂⁻) par nitrosation (effectuée par les bactéries Nitreuses) puis en nitrates (NO₃⁻) par processus de nitratisation (effectuée par les bactéries Nitriques). En revanche, si la disponibilité en O₂ diminue, il pourra y avoir production de N₂O. Le N₂O ainsi formé est donc un sous-produit de la réaction de nitrification et ces émissions sont mineures relativement aux quantités d'azote nitrifiées.

Par la suite, le nitrate provenant de la nitrification ou directement des applications d'engrais peut être réduit en N₂ en condition anaérobie par des bactéries dénitrifiantes (ex : Pseudomonas et Bacillus) qui ont la particularité de pouvoir utiliser le NO₃⁻ comme accepteur d'électrons (Hutchinson et al., 1993). Les nitrates sont utilisés comme source d'oxygène pour dégrader le glucose afin de récupérer de l'ATP, c'est-à-dire de l'énergie. Des produits intermédiaires de la réaction de dénitrification (NO et N₂O) peuvent aussi être émis dans l'atmosphère mais la dénitrification est l'unique processus biologique de retour de l'azote fixé à l'atmosphère sous forme de N₂. Le ratio N₂O produit sur N₂ varie en fonction du degré d'anaérobiose du sol directement relié au niveau de saturation en eau, à la concentration en substrats carbonés et en nitrates, à la structure du sol (présence d'agrégats) et à la température qui régule les réactions biologiques (Conrad, 1996). Les émissions de N₂O peuvent représenter le produit terminal dominant de la réaction. Ce processus de dénitrification se produit donc surtout en présence de forte disponibilité en nitrates en milieu anaérobie, par exemple dans des nappes phréatiques ou dans des sols pollués par les activités agricoles. Ce phénomène peut concerner jusqu'à 20% de l'azote total dans certains sols et en plus d'émettre du N₂O qui est un puissant effet de serre, il constitue une perte nette d'azote pour l'écosystème et donc des pertes économiques importantes pour l'agriculteur et négatives d'un point de vue environnementale (pollution des nappes et cours d'eau). Des conditions de faibles teneurs en N du sol et d'humidité importante peuvent également engendrer une consommation de N₂O atmosphérique. Les facteurs contrôlant cette consommation sont encore assez peu connus et méritent d'être

mieux étudiés (Chapuis-Lardy et al., 2007) mais de ce fait mieux vaut utiliser le terme d'émission nette de N_2O (N_2O_{net}) pour les calculs d'écobilans comme nous l'avons fait précédemment pour le CO_2 et le CH_4 .

5.4. Les composantes du flux net d'eau

Les échanges d'eau à l'interface sol-plante et vers l'atmosphère se font par l'intermédiaire des processus de Transpiration (TR) (au travers des stomates des feuilles) et d'évaporation (E) de l'eau libre sur les feuilles (par exemple après une pluie) ou de l'eau contenue dans ou sur le sol. La somme de ces processus constitue l'évapotranspiration (ET) (Figure 1.4).

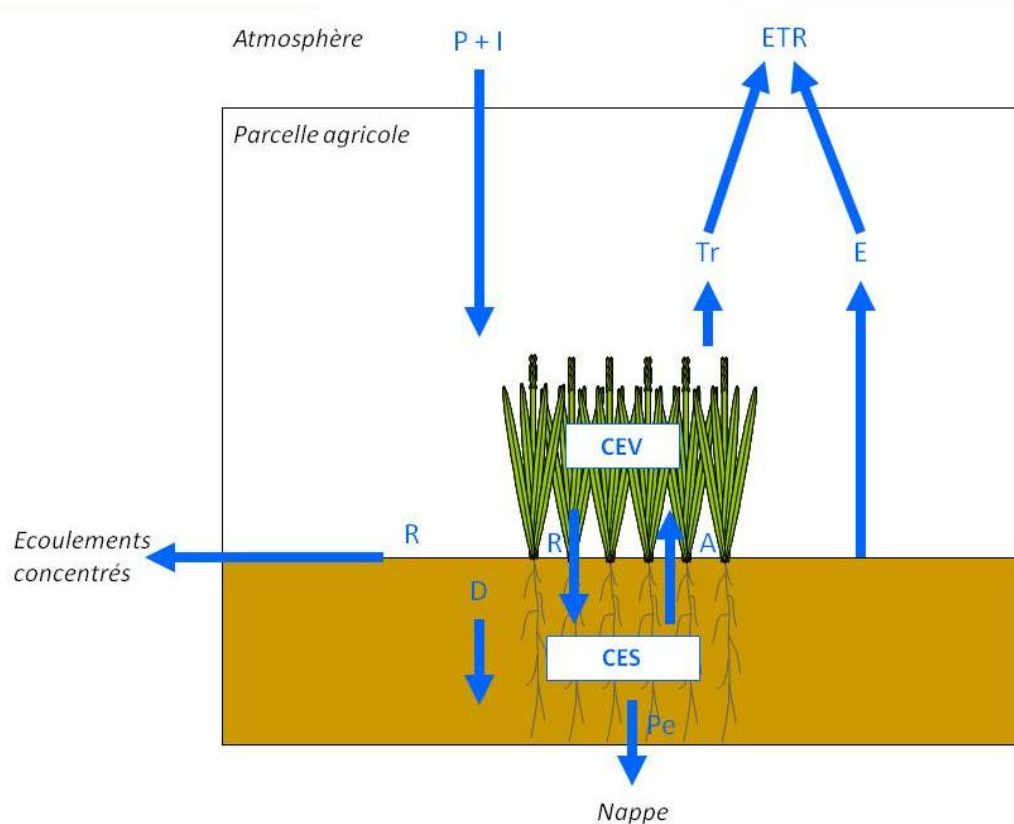


Figure 1.4 : Les principales composantes du cycle de l'eau au sein et à l'interface des agro-écosystèmes : P pour Précipitation, I pour Irrigation, ETR pour Evapotranspiration, E pour Evaporation, TR pour Transpiration, R pour Ruissellement, D pour Drainage, A pour Absorption racinaire, Pe pour percolation, CEV pour Contenu en Eau de la Végétation et CES pour Contenu en Eau du Sol.

En combinant par exemple les données pluviométriques (et éventuellement d'irrigation) avec les mesures de variations de contenu en eau du sol et de flux d'ETR (estimées ou mesurées, voir ci-dessous), il est possible par défaut de bilan d'estimer la fraction d'eau qui

est perdue par la parcelle sous forme de ruissellement (R) vers les systèmes d'écoulement concentrés, de drainage (D) ou percolation (Pe) profonde :

$$P (+I) - \Delta CES - ETR = D + R + Pe \quad (5)$$

Des lysimètres et des systèmes de collecteurs d'eau de ruissellement d'eau de surface peuvent aussi être installés directement sur site pour estimer les termes D, Pe et R.

6. Les outils pour l'étude des cycles biogéochimiques dans les agro-écosystèmes

Parmi une large gamme d'outils disponibles (géochimie, isotopie, modélisation...) je me concentrerai sur les trois qui seront discutés dans la suite de ce mémoire, à savoir les mesures de flux gazeux des différentes composantes de l'écosystème ou à l'interface sol-plante et atmosphère, la modélisation et la télédétection qui sera traitée à part. Ce sont aussi les trois outils couramment utilisés au CESBIO notamment dans le cadre du Chantier Sud Ouest.

6.1. Outils pour l'étude des composantes de l'ETR

Différentes techniques peuvent être utilisées seules ou de manière complémentaires pour mesurer indépendamment ou de manière conjointe les composantes E et TR à l'échelle de l'écosystème. En agronomie, les lysimètres sont utilisés depuis très longtemps (Qiu et al., 2008; Steiner et Hatfield, 2008) pour mesurer E ou ETR mais ils ont le désavantage de perturber de manière importante les sol lors de leur mise en œuvre et ceux-ci tendent à avoir des comportement différents à terme à l'intérieur et à l'extérieur de ces structures . La technique de mesure des flux de sève peut être utilisées pour estimer la transpiration des plantes entières (Granier et al., 1996; Roupsard et al., 2006) y compris sur les cultures (Bethenod et al., 2000). Les méthodes de mesures de flux par EC sont couramment utilisées sur toute une gamme d'écosystèmes pour mesurer l'ETR à l'échelle de l'écosystème (voir Chapitres 5 et 6 et Annexes 3 et 4). Des méthodes isotopiques combinées à des mesures de flux par EC sur forêt on été utilisées pour séparer les composantes E et TR à l'échelle de la canopée (Williams et al., 2004). Dans d'autres études, deux niveaux de mesures par EC ont été utilisées pour calculer la TR et l'efficience d'utilisation de l'eau de la canopée forestière indépendamment du sous-bois (Jarosz et al., 2008; Lamaud et al., 1996; Roupsard et al., 2006). Ceci dit une technique similaire est peu envisageable sur couvert agricole tant il est bas. Enfin, sur les cultures (comme pour les autres écosystèmes), des mesures d'échanges

gazeux ont été réalisées à l'échelle foliaire (Medrano et al., 2009; Steduto et Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997) pour estimer TR.

Bien sûr, différentes approches de modélisation sont couramment utilisées pour simuler l'ETR et ses composantes. Certaines approches sont empiriques (Li et al., 2008; Ritchie, 1972), d'autres plus mécanistes basées sur des modèles appelés SVAT (pour Soil Vegetation Atmosphere Transfert) représentant la surface en une (sol + plante) couche (Chen et al., 1996; Noilhan et Mahfouf, 1996; Noilhan et Planton, 1989), deux (sol et plante) couches (Gentine et al., 2007; Hu et al., 2009; Sellers et al., 1997; Shuttleworth et Wallace, 1985) trois (sol nu, sol ombré et plante) couches (Boulet et al., 1999), ou des sources multiples (Ogée et al., 2003a). Si les modèles à deux couches ou plus ont une représentation plus réaliste du bilan d'énergie et peuvent décrire séparément les contributions respectives du sol et de la végétation à l'ETR, ils nécessitent plus de paramètres d'entrée, ce qui en complique la calibration et l'utilisation. Certains de ces modèles peuvent être utilisés conjointement pour étudier les flux d'eau, d'énergie et de CO₂. L'outil télédétection offre aussi un grand nombre d'atouts pour l'étude des composantes de l'ETR, mais il sera abordé à part ci-dessous.

Dans le Chapitre 5, je présenterai une méthode de partition de l'ETR en TR et E développée dans le cadre de la Thèse de Pierre Béziat qui s'appuie sur une approche combinant mesures et modélisation empirique. Elle a été testée et validée par comparaison avec les sorties du modèle SVAT double source ICARE (Gentine et al., 2007).

6.2. Outils pour l'étude des composantes de la NEE

6.2.1. Les mesures in situ permettant l'étude des composantes de la NEE

Les études basées sur des mesures locales sont essentielles car elles permettent 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 agro-écosystèmes.

6.2.1.1. Les mesures par chambres

Ces sont des outils que j'ai utilisés dès le DEA et qui ont alimenté une littérature très abondante concernant l'étude des flux de CO₂ mais aussi d'eau de N₂O, de CH₄... Elles peuvent être utilisées en systèmes ouverts (mesure de concentration avant et après la chambre) ou fermé (mesure de la variation de concentration dans la chambre durant un temps donné) pour déterminer les flux directement au niveau des différentes composantes de l'écosystème. A titre d'exemples on peut mentionner les chambres en systèmes fermés

utilisées par Möller et al (1954) pour étudier la variabilité spatiale de la respiration ligneuse et qui nécessitaient avant l'apparition des analyseurs de gaz à infra rouge, le recours à des analyses chimiques et l'emploi de chaux sodée pour fixer le CO₂ respiré. Grâce à l'apparition des analyseurs infrarouges, des systèmes manuels (Stockfors et Linder, 1998 ; Maier et al., 1998 ; Damesin et al., 2002) ou automatiques (Ceschia et al., 2002) de la mesure de la respiration/assimilation ligneuse ont pu être développés. De façon similaire, des mesures de respiration du sol manuelles ou automatiques ont été réalisées sur un ensemble d'écosystèmes pour évaluer la respiration totale (Rayment et Jarvis, 2000) ou bien de ses composantes autotrophe et hétérotrophe (Epron et al., 2001). Des chambres de mesure de la photosynthèse foliaire (Liozon et al., 2000, Wallin et al., 2001, Hoyaux et al, 2008) ou des rameaux (Dufrêne et al. 1993) sont aussi couramment utilisées et des chambres à arbres entiers (Medhurst et al., 2006) ou à minicouverts (Liozon, 1998 ; Steduto et al, 2002) ont aussi été développées pour mesurer des flux nets de CO₂ ou appliquer des traitements de fertilisation atmosphérique en CO₂.

Ces systèmes fournissent des informations concernant la réponse des organes à un ensemble de variables environnementales (climat, nutrition, concentration en CO₂...) très utiles à la paramétrisation/validation des modèles écophysologiques. Par ailleurs, en ayant accès aux flux des différentes composantes de l'écosystème, il est possible de les additionner dans une approche ascendante (« bottom-up ») permettant d'estimer les flux net de l'écosystème (Granier et al., 2000). Cette approche présente toutefois deux inconvénients ; d'une part les systèmes de mesures sont assez intrusifs et tendent à perturber le fonctionnement de l'objet d'étude et d'autre part le passage à l'échelle du couvert est difficile à réaliser car il nécessite de connaître de manière précise la contribution respective de chaque composante ce qui implique souvent de connaître l'évolution et la distribution en biomasse/surface des différents organes, les valeurs de flux en condition de référence par unité surfacique/volumique pour chaque composante, les lois de réponses de ces différentes composantes aux divers facteurs environnementaux...Par rapport à ces contraintes, la mesure des flux nets par EC présente des avantages certains puisqu'elle n'est pas intrusive et qu'elle intègre l'ensemble des processus directement à l'échelle de l'écosystème.

6.2.1.2. *Les mesures de flux par fluctuations turbulentes*

La nécessité de mesurer pour une large gamme d'écosystèmes les échanges de carbone, d'eau et d'énergie entre le système sol-couvert et l'atmosphère s'est traduite par la mise en place, à partir de la fin des années 90s, de réseaux de mesures utilisant la méthode des fluctuations turbulentes au niveau régional (ex : Fluxpyr), continental (Asiaflux, CarboAfrica, Asiaflux, Euroflux...) international (FLUXNET). FLUXNET (Baldocchi et al. 2001) compte actuellement environ six cents stations d'EC réparties sur les différents continents et couvrants une large gamme d'écosystèmes et de conditions climatiques (Figure1.5).

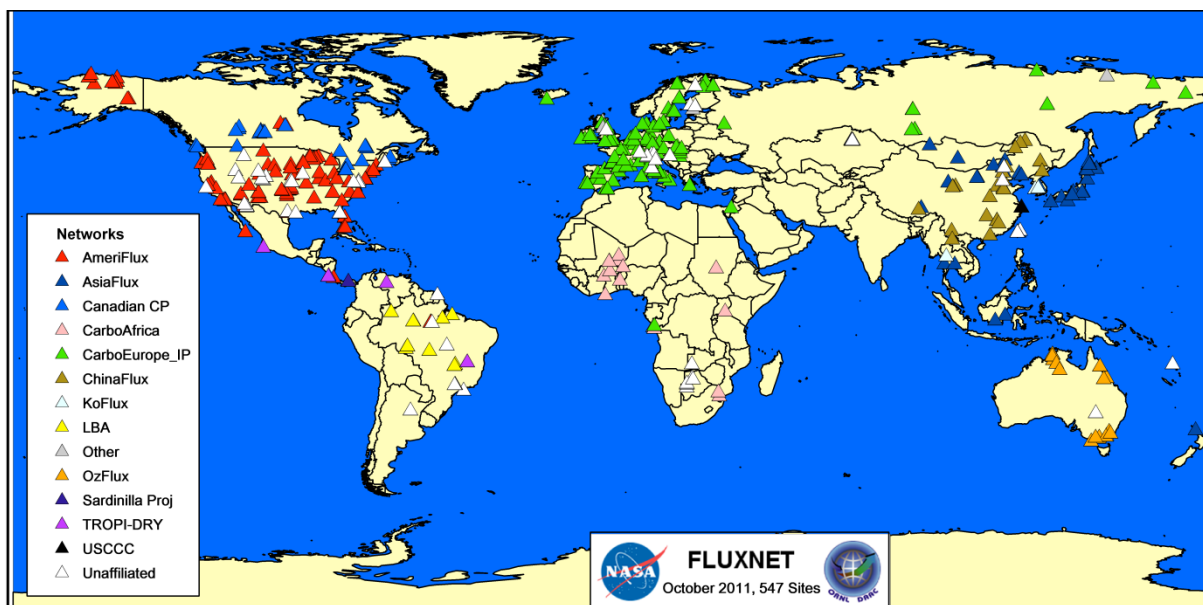


Figure 1.5 : Répartition et appartenance à des réseaux régionaux pour les stations d'EC du réseau FLUXNET en Octobre 2011.

Le premier objectif de ces réseaux est l'établissement d'une base de données de qualité, facilitant les méta analyses concernant 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.

En Europe, suite aux programme Euroflux, Carboeurope-IP, Greengrass... et maintenant GHGEurope et ICOS, la gamme des écosystèmes, conditions climatiques et systèmes de gestions des écosystèmes étudiés s'est considérablement élargie et a permis d'obtenir de longues séries temporelles de flux. Jusqu'à 2003, la plupart des sites d'études étaient installés sur forêts et prairies. Cependant, à l'issue du programme CarboEurope-IP on pouvait compter un réseau de 15 stations de flux sur cultures, dont deux (Auradé et Lamasquère) gérées par le CESBIO (Figure 1.6). Certaines de ces stations notamment en Hollande n'ont probablement pas vocation à être maintenues sur le long terme mais quelques unes d'entre elles intégreront le réseau ICOS et devraient être maintenues sur du long terme. A noter, en 2009, le CESBIO a instrumenté une troisième station sur culture (Touget) entre Toulouse et Auch et même une quatrième sur prairie en 2012 au Centre d'e Recherche Atmosphérique de Lannemezan dans le cadre du projet Fluxpyr.



Figure 1.6 : Emplacement des stations de flux sur culture du réseau CarboEurope-IP.

D'une manière générale, l'étude des flux par EC sur cultures est assez récente et a démarré en Amérique du Nord. Elle s'est essentiellement focalisée sur l'étude des cycles saisonniers de flux nets de CO₂, d'eau et sur les bilans de C pour des rotations culturales de type maïs-soja (Baker et Griffis, 2005; Bernacchi et al., 2005; Hollinger et al., 2005; Pattey et al., 2002; Suyker et al., 2004; Suyker et al., 2005; Suyker et al., 2008; Suyker et al., 2009; Verma et al., 2005). Cependant, le riz (Saito et al., 2005), la betterave sucrière (Moureaux et al., 2006), le blé et le triticales (Ammann et al., 1996; Anthoni et al., 2004a; Baldocchi, 1994) ont aussi été étudiés. Plus récemment, de nombreux travaux issus du programme CarboEurope-IP ont été publiés et élargissent la gamme des cultures et systèmes de gestions étudiés (Moureaux et al., 2008 ; Aubinet et al., 2009 ; Béziat et al., 2009 ; Ceschia et al., 2010 ; Eugster et al., 2010 ; Lehuger et al., 2010 ; Kutsch et al., 2010 ; Moors et al., 2010 ; Sus et al., 2010). Certains de ces travaux seront présentés dans les Chapitres 3 à 6 de ce mémoire.

La méthodologie de mesure des flux par fluctuation turbulente sera quant à elle décrite dans le Chapitre 2 ainsi qu'en Annexe 1 et certaines des spécificités de l'utilisation de cette méthode pour les agro-écosystèmes et ses limitations y seront discutées.

6.2.2. Les modèles pour l'étude des composantes de la NEE

La plupart des modèles utilisés pour l'étude des flux nets de CO₂ ou de ses composantes sont 1) des modèles biogéochimiques généralistes (SPA, Williams et al., 1996, Ecosys, Grant et al., 2007 ; DNDC, Zhang et al., 2002) parfois voués à servir de schémas de surfaces pour des modèles atmosphériques dans des approches à grande échelle (ISBA-Ags Calvet et al. 1998 ; ORCHIDEE-STICS, Gervois et al., 2008 ; ChinaAgrosys, Wang et al., 2007). Ces modèles

peinent généralement à prendre en compte les spécificités et la complexité (notamment spatiale) des agro-écosystèmes, en particulier les effets de la gestion. 2) des modèles agronomiques (CERES, Gabrielle et al., 1998 ; STICS, Brisson et al., 1998 ; SAFY, Duchemin et al. 2008) qui sont conçus initialement, mis à part Agro-C (Huang et al., 2009), pour simuler des productions (NPP) et non pas pour simuler les flux nets de CO₂ des cultures mais sont parfois adaptés à cet usage. Ils se basent généralement sur des conceptualisations simplifiées (par exemple, conversion directe de la lumière absorbée en biomasse).

Parce que les bilans de carbone et d'eau des cultures sont contrôlés 1) par les conditions environnementales (température, humidité de l'air et du sol...) qui peuvent affecter différemment les composantes des flux nets (par exemple pour le C, la photosynthèse, les respirations autotrophe et hétérotrophe) 2) par les pratiques agricoles (travail du sol, fertilisation organique, gestion des pailles, irrigation), les modèles biophysiques qui simulent la dynamique des flux de carbone et de l'eau pour les différents compartiments de l'agro-écosystèmes tout en intégrant l'effet des itinéraires techniques sur le développement du couvert sont certainement les plus prometteurs pour estimer les bilans d'eau et de carbone (Huang et al., 2009; Grant et al., 2007; Wattenbach et al., 2010).

Si les modèles agronomiques ont été largement utilisés pour simuler le développement et la production des cultures et ont été testés par rapport à des données de biomasse, de rendement ou de surface de végétation (Zhang et al., 2002), ils ont rarement été comparés à des données journalières ou semi-horaires de flux net de C (Lehuger et al., 2010). Adiku et al. (2006) ayant développé un modèle de simulation des flux de CO₂ pour un couvert d'orge, étaient à leur grande surprise les premiers à utiliser de telles données pour la validation d'un modèle de culture. Certes cet exercice se limitait à la période de développement de la végétation et depuis, les mesures de flux par EC sont activement utilisées pour le développement et la validation de modèles appartenant à la première catégorie.

Plus généralement, les données de flux mesurées par EC ont largement été utilisées pour développer ou tester des modèles biogéochimiques, souvent qualifiés de modèles de type SVAT (Soil Végétation Atmosphère), dont certains couplent cycles du C, de l'eau et de l'énergie à un pas de temps horaire ou semi horaire. La plupart des modèles de ce type ont toutefois été développés pour les écosystèmes forestiers (Dufrêne et al., 2005; Klemetsson et al., 2008; Kurbatova et al., 2008) ou pour les écosystèmes prairiaux (Calanca et al., 2007).

6.3. La télédétection pour l'étude des agro-écosystèmes

Bien que n'étant pas télédétecteur de formation, les 9 années passées au CESBIO m'ont sensibilisé à cet outil et à son potentiel pour la cartographie et l'étude du fonctionnement des cultures en interaction avec leur environnement. J'ai collaboré à plusieurs travaux s'appuyant sur l'outil télédétection (voir liste de publications) et je co-encadre actuellement la Thèse d'Amanda Veloso portant sur l'étude des flux et bilans d'eau et de carbone des

cultures à l'échelle régionale, qui s'appuie fortement sur l'utilisation de données optiques à hautes résolutions spatiale et temporelle. Je ne ferai pas cependant une présentation exhaustive des applications de la télédétection pour l'étude des cycles biogéochimiques mais j'introduirai quelques notions indispensables à la compréhension 1) des enjeux qu'elle représente pour leur analyse au sein des agro-écosystèmes et 2) des stratégies de développement des activités de télédétection que j'ai contribué à mettre en œuvre dans le cadre du Chantier Sud Ouest.

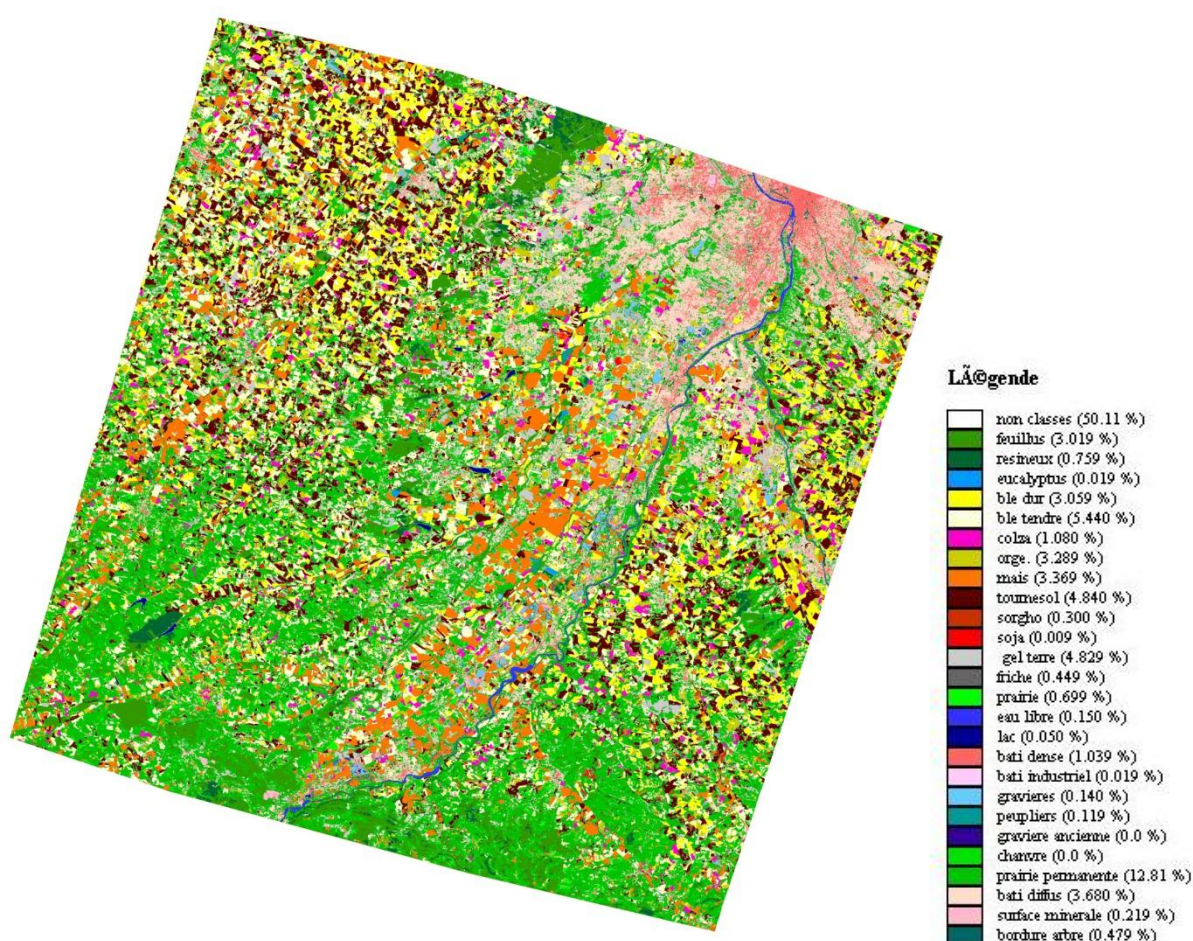


Figure 1.7 : Cartographie de l'occupation du sol en 2010 sur la zone du Chantier Sud Ouest établie à partir d'une série d'images du satellite SPOT.

Tout d'abord il est essentiel de faire un constat. La zone couverte par le Chantier Sud Ouest (Figures C de la section Avant propos et Figure 1.7), est très largement anthropisée et les grandes cultures représentent 57% de la superficie de la zone (Ducrot et al, 2010). Les parcelles cultivées de la zone ont des tailles globalement comprises entre quelques hectares et quelques dizaines d'hectares, les rotations de culture sont de durées variables (près de 10% en monoculture, 60% en culture biannuelle, 20% en rotation sur 3 ans...) et la dynamique de croissance de la végétation sur les parcelles cultivées est très rapide. D'une manière plus générale, les états de surface (température, humidité et rugosité liée au travail

du sol...) varient très rapidement pour les agro-écosystèmes et souvent indépendamment les uns des autres. Pour toutes ces raisons, les données à hautes résolutions temporelle et spatiale sont particulièrement adaptées à notre zone d'étude (données SPOT à 20m et FORMOSAT2 à 8m de résolution, typiquement) et l'utilisation combinée de données à différentes longueurs d'ondes ou domaines spectraux sont susceptibles de fournir des informations complémentaires et pertinentes (Figure 1.8) pour caractériser les évolutions des surfaces agricoles et contraindre ou alimenter les modèles qui leur sont spécifiques.

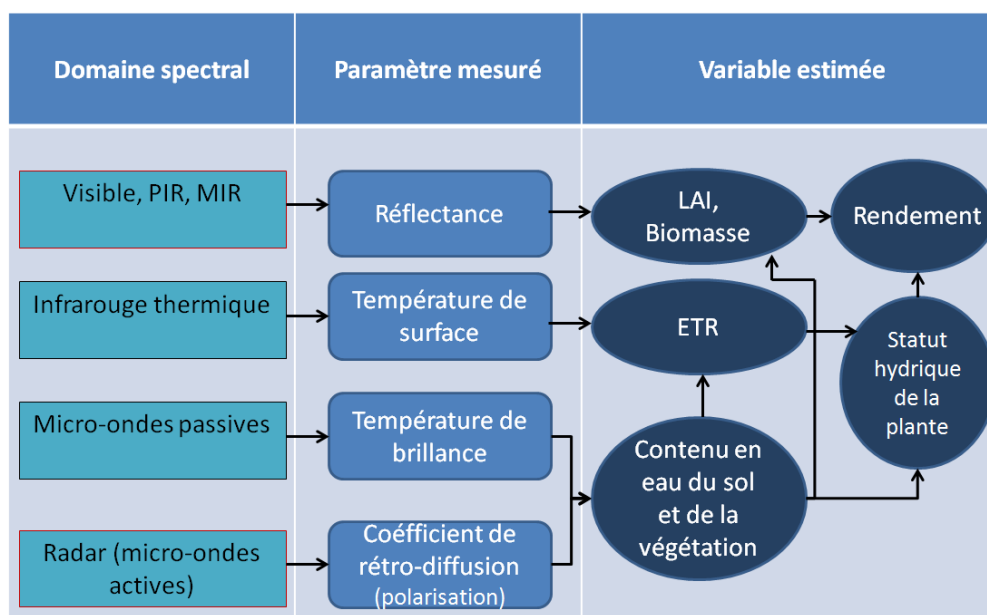


Figure 1.8 : Représentation schématique de l'utilisation des données de télédétection dans différents domaines spectraux pour l'estimation de variables biophysiques utiles à l'étude des cycles biogéochimiques des agro-écosystèmes.

Les données optiques vont dans un premier temps nous permettre d'obtenir des cartes d'occupation des sols à haute résolution (Figure 1.7) (Ducrot et al. 2010) nécessaires à toute analyse de structuration du paysage, d'évaluation des changements d'occupation des terres ou d'identification des rotations de cultures. Les cartes d'occupation du sol issues de la télédétection ou du Registre Parcellaire Graphique (RPG) pour les grandes cultures, sont aussi indispensables pour effectuer un travail de modélisation spatialisée des productions de biomasse ou des composantes de flux nets d'eau et de C. Elles permettent en effet de caler spécifiquement pour chaque culture certains des paramètres des modèles. En outre les cartes issues de la télédétection permettent de différencier des sous classes de culture comme par exemple le maïs grain irrigué ou non et le maïs ensilage qui ont des signatures temporelles de NDVI (Normalised Difference Vegetation Index) très différentes, donc facilement identifiables (Figure 1.9), et des termes d'exportation de C très différents et par conséquent des bilans C très contrastés. De même, les Tournesols précoces ou tardifs peuvent être localisés sur la zone d'étude grâce à l'analyse des dynamiques temporelles de

NDVI (Figure 1.10a) et des liens avec les types de sols (Figure 1.10b) ou des différences entre dates de semis peuvent être établis pour améliorer la compréhension et la modélisation des mécanismes régulant la croissance et les flux au sein de ces agro-écosystèmes. Ainsi la création de sous classes de culture peut permettre d'identifier des modes de gestion contrastés (cultures irriguées ou non...) ou des modes de fonctionnement contrastés des cultures, dont la prise en compte permet d'améliorer les estimations des flux et bilans d'eau, de C...des agro-écosystèmes.

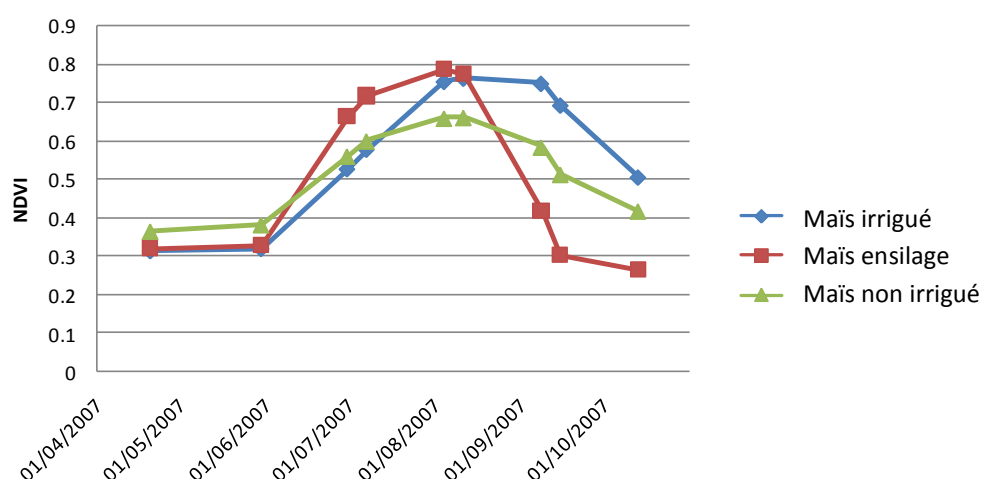


Figure 1.9 : dynamique moyenne du NDVI des parcelles en maïs ensilage et grain irrigué ou non en 2007 sur la zone du Chantier Sud Ouest. Le maïs ensilage est clairement identifiable à la chute précoce du NDVI suite à la récolte et le maïs non irrigué à un NDVI plus faible que le maïs irrigué.

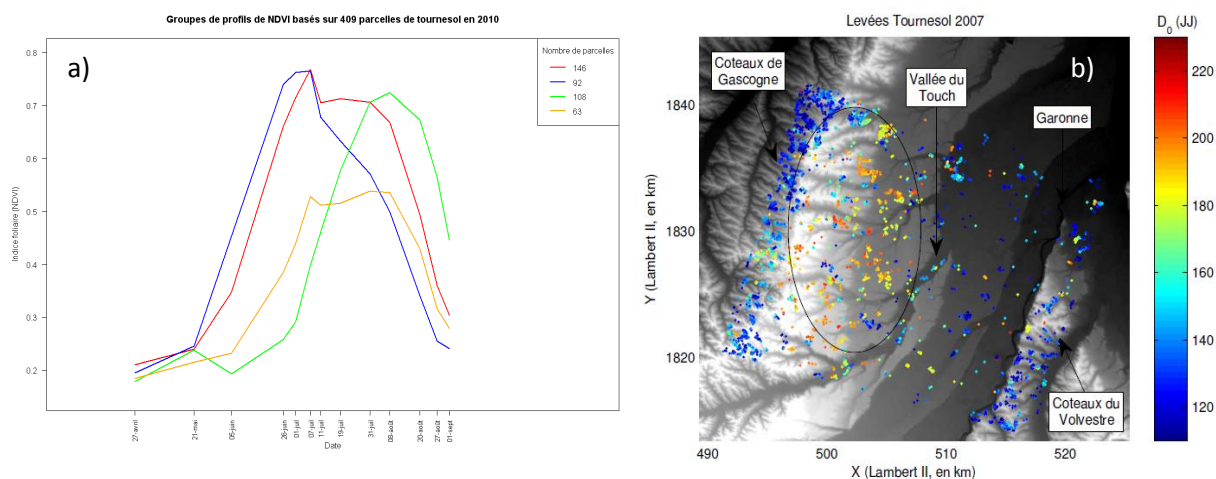


Figure 1.10 : a) dynamique du NDVI des tournesols semés précocement (bleu et rouge) et tardivement (verts et oranges) en 2007. Les tournesols correspondant à la courbe orange, se développent sur des sols peu profonds et développent donc moins de feuilles, d'où un NDVI plus faible. b) cartographie des dates de levée (échelle de droite) du tournesol en 2007 pour la zone du Chantier Sud Ouest. Les dates de levées précoces correspondent aux zones de coteaux argileux alors que les dates de levées tardives correspondent aux anciennes terrasses de la Garonne.

Outre l'aspect cartographie de l'occupation du sol et de l'usage des sols, les données de télédétection seront utilisées pour suivre nombre de paramètres biophysiques (LAI, biomasse, rugosité, humidité des sols...) utiles pour le forçage ou la validation des modèles spatialisés de fonctionnement biogéochimique des agro-écosystèmes. Par exemple, l'identification des périodes de sol nu et la caractérisation de la rugosité des sols peuvent être utilisées pour mieux paramétrer des modèles d'évaporation du sol (Merlin et al. 2011) et la cartographie du LAI peut être utilisée en forçage de modèles comme SAFY pour la simulation de la production de biomasse en grande culture ou leur évapotranspiration (Duchemin et al., 2008 ; Claverie et al., 2012).

Les données radar en particulier, seules ou combinées avec des données optiques permettent d'obtenir de meilleurs résultats en terme de classification de l'usage des terres (Hadria et al. 2010) (Figure 1.11) et des informations précieuses concernant la rugosité, et donc l'identification des différents travaux du sol (Figure 1.12), l'humidité des sols (Figure 1.13)...quelle que soit la couverture nuageuse, ce que ne permet pas de faire l'optique. Pour ce qui est de l'identification des différents types de travaux du sol, le radar est tout particulièrement indiqué puisque ces opérations techniques ont lieu en grande partie à l'automne sur une période assez courte qui est souvent nuageuse (Baup et al., 2012).

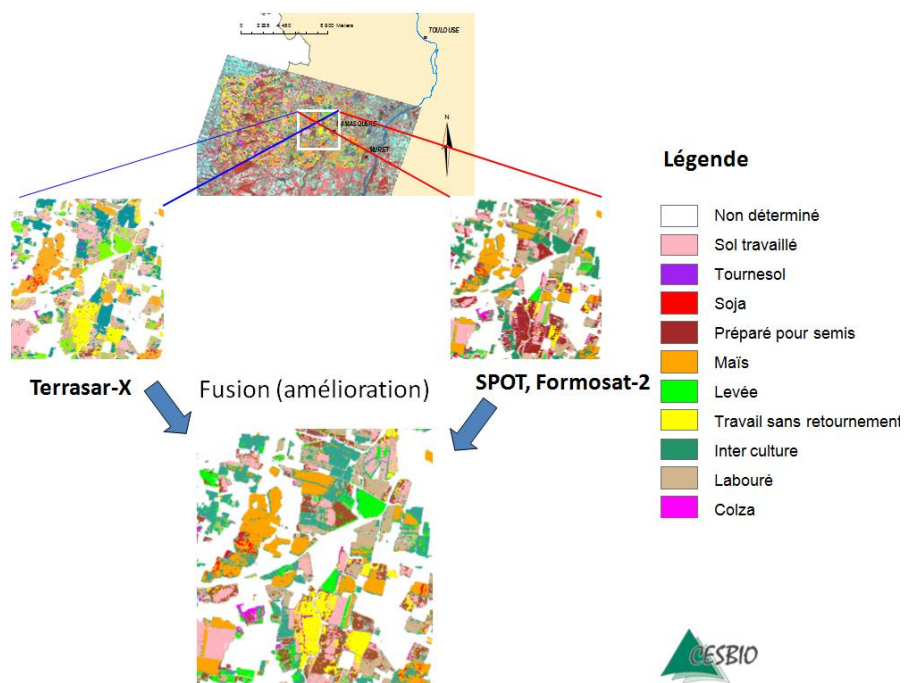


Figure 1.11 : Amélioration des classifications d'occupation du sol et d'usage des terres par la fusion de données optique et radar sur la zone du Chantier Sud Ouest (source : Danielle Ducrot, Frédéric Baup, Rémy Fieuzal).

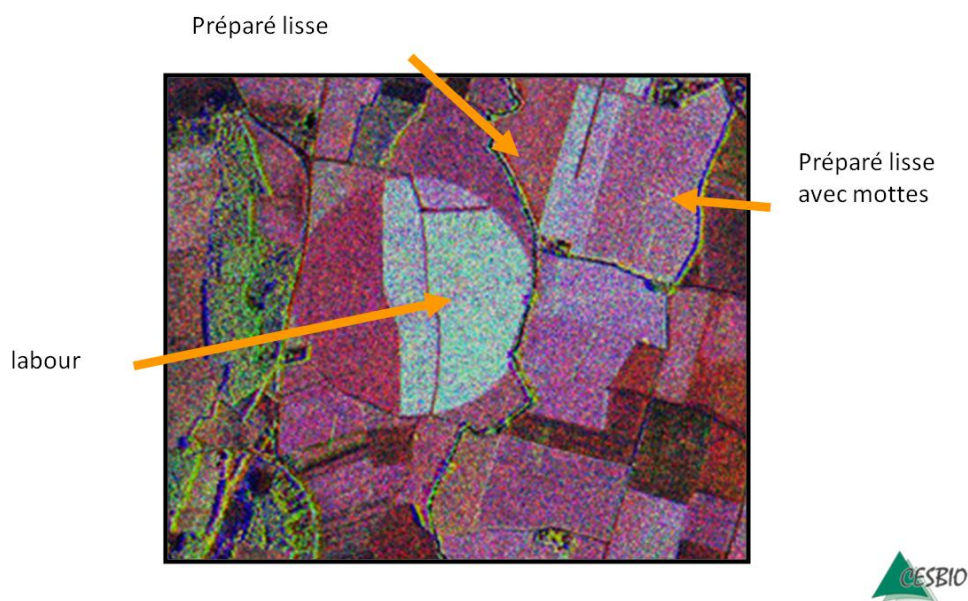


Figure 1.12 : Exemple d'identification des travaux du sol à l'aide de données radar (Composition d'Images TERRASARX) sur la zone du Chantier Sud Ouest durant la campagne MCM10 à l'automne 2010 (source : Frédéric Baup).

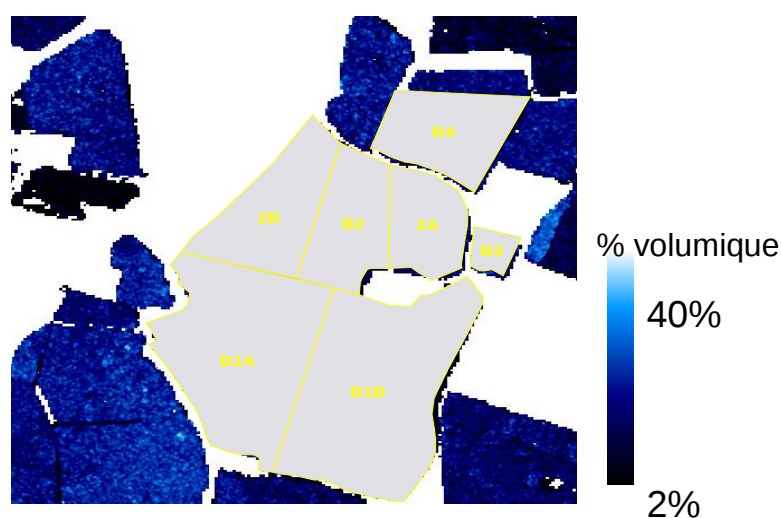


Figure 1.13 : Exemple de cartographie de l'humidité superficielle des sols sur parcelles en sol nu à l'aide de données TerrasarX en 2008 sur la zone du Chantier Sud Ouest (source : Frédéric Baup).

Ainsi, les données optiques et radar peuvent permettre outre la cartographie des cultures d'identifier de manière spatialisée 1) certaines variables biophysiques spécifiques aux agro-écosystèmes, 2) via une utilisation combinée ou non avec des modèles certaines composantes des flux d'eau et de carbone, 3) des modes de gestion et certaines opérations techniques spécifiques aux grandes cultures et d'y associer des émissions de GES en se basant sur des approches type Analyse de Cycle de vie (voir ci-dessous).

7. Bilans et indicateurs environnementaux

A partir de ces différentes méthodes, il est possible de calculer des bilans et des indicateurs du fonctionnement des agro-écosystèmes localement ou de manière spatialisée. Ces informations sont indispensables pour évaluer quels sont les processus ou systèmes de gestions sur lesquels il existe une marge de manœuvre pour réduire les impacts environnementaux des cultures ou améliorer leur fonctionnement, mais aussi maintenir de bons niveaux de production. Cette approche doit évidemment être prolongée par une estimation des coûts économiques, de la faisabilité technique et de l'acceptabilité des mesures agro-environnementales à mettre en place, mais ceci dépasse le cadre de mes travaux actuels.

7.1. Calculs de bilans de C pour les agro-écosystèmes

Pour calculer le bilan de carbone des agro-écosystèmes (Net Ecosystem Carbon Budget, NECB) en première approche, en plus de considérer les échanges nets atmosphériques, c'est à dire la NEP, il faut prendre en compte les pertes de C correspondant à la fraction de NPP qui est exportée au moment de la récolte, les entrées (faibles) de C *via* l'apport de graines ou tubercules au moment du semis (S) et dans certains cas, les apports conséquents de C qui ont lieu *via* l'apport d'engrais sous forme organique (OF) (voir Figure 1.3). Sur notre zone d'étude du Chantier Sud Ouest, peu de parcelles sont concernées par de la fertilisation organique mais c'est le cas de la parcelle expérimentale de Lamasquère (Ferme de Lamothe, voir ci après). Le bilan entre les entrées nettes de C et la perte de C au moment de la récolte reflète assez précisément l'évolution du stock de C de l'écosystème à court terme que l'on peut assimiler à la variation du Carbone Organique du Sol (ΔCOS) (voir Chapitres 3 et 4). On peut donc écrire :

$$\text{NECB} \approx \text{NEP} + \text{H} - \text{OF} - \text{S} \approx \Delta\text{COS} \quad (6)$$

Pour être tout à fait exhaustif, d'autres flux de C peuvent survenir et générer des pertes ou des gains de C mais ils sont souvent faibles et deviennent significatifs pour des périodes d'intégration plus longues (Ciais et al. 2010). Parmi les pertes on recensera l'érosion (E), le lessivage sous forme de carbone organique dissout (DOC), particulaire ou sous forme de carbone inorganique dissout (collectivement appelés D), les émissions de composés organiques volatiles (VOC, faible chez les cultures), de pollens transportés par le vent (Eugster et al., 2008) et graines prélevées par les animaux. Les pertes liées au Feu (F) et les émissions nettes de méthane (typiquement en riziculture) peuvent ponctuellement être significatives. Parmi les gains on notera les apports de litière provenant d'arbres à proximité, les dépôts atmosphériques issus de l'érosion et les dépôts de C dissout dans les eaux de pluie (collectivement appelés I). L'équation 6 peut donc être complétée comme suit.

$$\text{NECB} = \text{NEP} + \text{H} - \text{OF} - \text{S} + \text{CH}_{4\text{net}} - \text{I} + \text{E} + \text{F} + \text{D} + \text{VOC} \quad (7)$$

Les différents termes composant le bilan de C des agro-écosystèmes et les méthodes applicables pour estimer chacun d'entre eux sont décrits dans Smith et al. (2010). Quand NECB est justement intégré à plus long terme, il équivaut à la Production Nette du Biome (ou Net Biome Production en anglais, NBP) (Schulze et Heimann, 1998; Buchmann et Schulze, 1999; Chapin et al., 2006). En tous cas, comme indiqué par Rabl et al. (2007), il est déconseillé de considérer que la parcelle agricole est à l'équilibre d'un point de vue bilans C. En supposant que la majeure partie de la récolte va être respirée sous forme de CO₂ à court terme, on peut considérer que ce sont les variations de NBP qui se répercutent à terme sur les concentrations atmosphériques en CO₂ et autres composés carbonés atmosphériques.

L'énorme avantage qu'offre la méthode des fluctuations turbulentes (voir Chapitres 3 et 4), par rapport aux méthodes classiques d'inventaires des sols (Robertson et al. 2000 ; West et Marland, 2002 ; Mosier et al., 2005 ; Adviento-Borbe et al., 2007), pour estimer le bilan de C des agro-écosystèmes consiste dans le fait que cette méthode permet une analyse des variations de NECB à des pas de temps infra annuels. Typiquement les méthodes d'inventaires nécessitent d'attendre près d'une décennie entre deux séries de prélèvement pour pouvoir évaluer des variations de contenu en C Organique du Sol (COS) significatives (Smith 2004). En effet la méthode d'échantillonnage du sol fournit des données trop bruitées à cause des différences de densité apparente du sol, des difficultés d'échantillonnage, de la variabilité spatiale des propriétés de sol pour permettre d'identifier significativement de faibles changements en % de contenu en C organique. Cependant de récents réseaux comme Soil Organic Matter Network (SOMNET; Powlson et al. 1998 : Smith et al., 2001), EuroSOMNET (Smith et al., 2002) et LTSE (Richter et al., 2007) ont permis de comparer les effets de différentes méthodes de gestion des cultures sur les stocks de COS. En plus de permettre cela, l'approche par EC permet au sein d'une rotation d'évaluer l'incidence qu'a chaque culture, culture intermédiaire ou phase de sol nu sur le bilan de C, l'effet des conditions climatiques sur la NEP et donc sur le bilan de C, l'impact direct de certains des choix de gestion sur le bilan final de C...(Voir Chapitres 3 et 4).

7.2. Calculs de bilans de GES pour les agro-écosystèmes

Afin de calculer un bilan complet de GES pour les agro-écosystèmes, il est important de prendre en compte toutes les émissions de GES qui ont lieu sur (émissions nettes de CO₂, de CH₄ et de N₂O, émissions liées à l'usage des équipements motorisés...) et en amont (pour fabriquer les outils, les produits phytosanitaires, les engrais...) de l'agro-écosystème ; c'est-à-dire toutes les émissions de GES qui ont été nécessaires pour produire et amener à terme la culture de l'année considérée en se basant sur une approche de type Analyse de Cycle de Vie (ACV) (Figure 1.14).

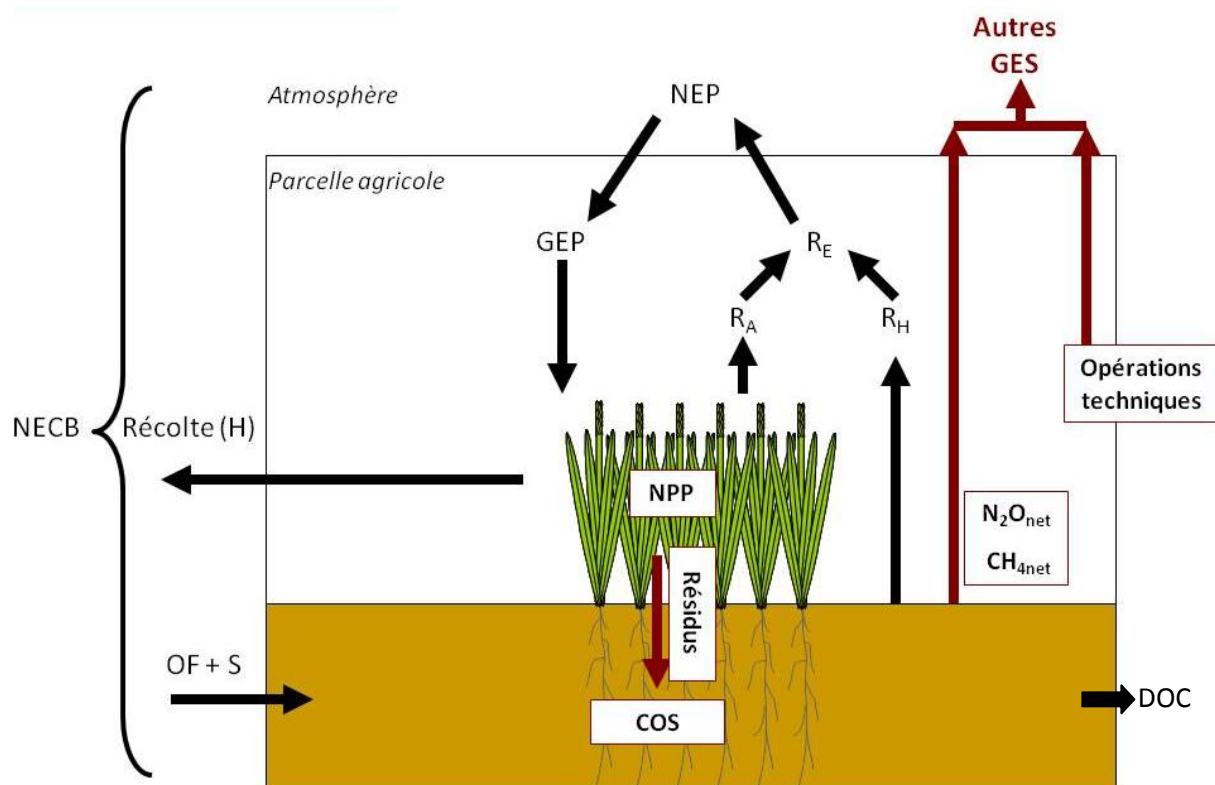


Figure 1.14 : les principaux réservoirs de C au sein de l'agro-écosystème et les principaux flux de C et de GES à l'interface et en amont de l'agro-écosystème.

L'ACV qui est une méthode d'évaluation environnementale repose sur une approche globale du système de production ("du berceau à la tombe") (West et Marland, 2002 ; Guinée et Lindeijer, 2002). Généralement, l'inventaire de l'utilisation des ressources et des émissions de GES concerne les étapes de production depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la mise en déchet du produit. Dans ce mémoire, notre système se limitera toutefois à la production de la culture et non pas à son devenir une fois franchies les frontières de la parcelle. En effet, comme le montre la Figure 1.15 pour la production de Colza, les devenirs et étapes de transformation sont très nombreux, aussi considérerons-nous en première approche que tout le carbone contenu dans la biomasse exportée au moment de la récolte repart directement dans l'atmosphère (Hollinger et al., 2005). Les ACV ont généralement deux objectifs : 1) comparer différents systèmes de production, par exemple, un système extensif vs. un système intensif (Soussana et al., 2007) ou un système biologique vs. un système conventionnel (Thomassen et al., 2008) ; 2) évaluer les impacts sur l'environnement d'une filière ou d'un produit et de repérer les leviers potentiels de réduction d'émissions de GES (Mosier et al., 2005 ; Adviento-Borbe et al., 2007).

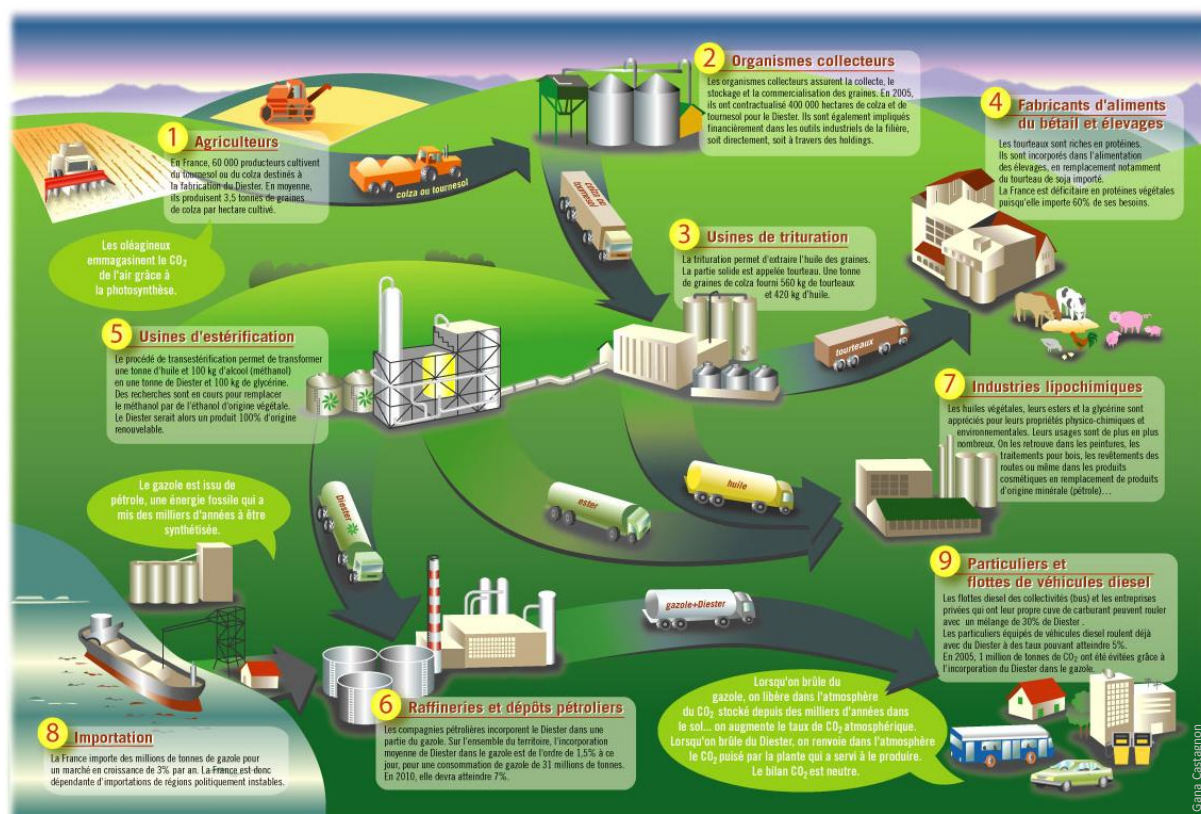


Figure 1.15 : Le parcours des graines d'oléagineux jusqu'au diester (source PROLEA, 2006).

L'analyse de l'ACV dans le cas des produits agricoles est généralement difficile à réaliser car il n'existe pas réellement de système « clef en main » pour estimer les émissions de GES produites directement sur la parcelle agricole alors qu'elles ont une incidence majeure sur le bilan final. Traditionnellement, dans les ACV des produits agricoles, les émissions directes sont donc estimées soit avec de simples facteurs d'émissions (Emission Factor en anglais, EF) qui relie la quantité d'intrants aux émissions, ou soit par des modèles simples, basés sur des bilans de matière (Lehuger et al. (2009a); Nemecek et al. (2003)). Pour calculer le bilan de GES, les émissions nettes biologiques autres que le CO₂ (CH₄ et N₂O) doivent être converties en équivalent CO₂ en se basant sur le Potentiel de Réchauffement Global (PRG) de chaque gaz. Les PRG sont exprimés relativement au forçage radiatif du CO₂ à horizon 20, 100 ou 500 ans (GIEC, 2007). Dans notre étude (voir Chapitre 4 et Annexe 2), nous avons choisi de les exprimer en considérant un horizon de 100 ans. Dans ce cas, les valeurs de PRG en équivalent masse de CO₂ pour le N₂O, le CH₄ et le CO₂ sont de 296, 23 et 1, respectivement (GIEC, 2007). Ces émissions vont ensuite être converties en Equivalent Carbone (C-eq) en utilisant un ratio de masse C/CO₂ de 0.2727. Cela permet d'ajouter ces émissions nettes sous forme gazeuse produites sur la parcelle au flux latéraux physiques de carbone qui surviennent au moment de la récolte, lors des apports d'engrais organiques...

Par la suite, toutes les émissions associées aux opérations techniques (Emissions from Field Operation en anglais, EFO), à savoir les émissions directes (fuel consommé par l'utilisation des machines, énergie dépensée pour l'irrigation...) et les émissions indirectes (fabrications

d'engrais, de produits phyto...) devront être calculées en se basant sur des facteurs d'émissions recensés dans la littérature (Gaillard et al., 1997 ; West et Marland, 2002 ; Nemecek et al., 2003 ; Lal, 2004 ; ADEME, 2007). Il est donc indispensable d'identifier au préalable toutes les opérations techniques réalisées sur la parcelle au cours de l'année culturale qui débutera entre la récolte de la culture précédente et la préparation du sol en vue du semis de la nouvelle culture.

Ainsi, le bilan total de GES peut être calculé en unité de C-eq pour chaque site et année culturale (voir Chapitre 4 et Annexe 2) en additionnant le NECB calculé dans l'Equation 6 avec les émissions *in situ* des autres GES ($\text{CH}_{4\text{net}}$, $\text{N}_2\text{O}_{\text{net}}$) et les émissions associées aux opérations techniques (EFO).

$$\text{GHGB} = \text{NEP} + \text{H} - \text{OF} - \text{S} + \text{CH}_{4\text{net}} + \text{N}_2\text{O}_{\text{net}} + \sum \text{EFO} \quad (7)$$

Dans le Chapitre 4 les émissions nettes de CH_4 ont été considérées négligeables car dans la gamme d'erreur des mesures de flux de CO_2 par EC, et pour des raisons pratiques, les émissions de N_2O ont été comptabilisées parmi les opérations techniques car elles y sont de toutes manières très liées (associées aux incorporation des résidus et à la fertilisation azotée). Comme ces mesures n'étaient pas disponibles alors ni sur les sites CESBIO ni sur la plupart des autres sites du réseau CarboEurope-IP, les émissions de N_2O ont été calculées en se basant sur la méthode GIEC (2007) qui considère que 1.7% de la quantité d'azote apportée au sol sous forme de résidus de culture ou d'engrais azotés est émis sous forme de N_2O par processus de dénitrification. Les incertitudes associées à l'estimation des bilans GES sur cultures sont discutées dans Osborne et al (2010).

7.3. Indice d'efficience GES des cultures

Dans ce mémoire, j'ai le plus souvent choisi d'exprimer les bilans de GES par unité surfacique de parcelle (en $\text{g C-eq m}^{-2} \text{ an}^{-1}$) ce qui met plutôt en avant la fonction environnementale de l'agriculture. En revanche si l'unité fonctionnelle est basée sur la quantité produite, la fonction de production est mise en valeur et les impacts sont alors exprimés par kg de produit (kg de grain ou de paille) (Halberg et al., (2005). D'une certaine manière, les systèmes de production extensifs sont privilégiés lorsque les impacts sont exprimés par unité surfacique alors qu'au contraire, les systèmes plus intensifs sont privilégiés lorsque les impacts sont exprimés par kg produit.

De manière à rapprocher ces deux points de vue, j'ai introduit la notion d' « efficience GES des cultures » (Crop Efficiency en anglais, CE) qui est calculée comme le ratio entre la quantité de C exporté par unité surfacique au moment de la récolte (grain et éventuellement

pailles, Exp) et le bilan des émissions de GES pour produire la culture exprimé lui aussi par unité surfacique :

$$CE = \text{Exp} / \text{GHGB} \quad (8)$$

CE est donc exprimé en g C exporté g⁻¹ C-eq émis et est égal à 1 si NEP, F, OF, S, CH_{4net}, N₂O_{net} et ΣEFO sont équilibrés. Il est alors intéressant de comparer les CE de différentes cultures et ceux d'une même culture gérée de manière contrastée. Dans ce cas il est particulièrement important de considérer l'ensemble des émissions entrant en ligne de compte dans le calcul du bilan de GES car une conduite culturale tendant à réduire les émissions d'une des composantes du bilan peut très bien en augmenter une autre (effets antagonistes). Par exemple, Li et al. (2005a) ont montré qu'un travail du sol réduit pouvait accroître le stockage de C dans les sols mais en même temps entrainer une augmentation des émissions de N₂O qui une fois converties en équivalent carbone annulaient le bénéfice lié au stockage de C dans le sol. Par ailleurs, les émissions associées aux opérations techniques ne doivent pas être négligées car même si elles représentent des émissions faibles en valeurs absolues par rapport à d'autres termes du bilan GES comme la NEP ou H (quantité de C exporté à la récolte), elles représentent une proportion importante de la valeur finale du bilan GES car les termes les plus significatifs comme NEP et H se compensent souvent (Robertson et al., 2000 ; Robertson et Grace, 2004).

7.4. Efficiences d'utilisation de l'eau

Brisson et Levrault (2010) ont montré dans le cadre du programme CLIMATOR qu'au cours de ce siècle la ressource en eau allait très probablement devenir limitante dans le Sud Ouest de la France durant certaines des phases cruciales pour la production des cultures d'hiver et d'été, et que le régime des précipitations allait être modifié. Dans ce contexte et dans une période d'utilisation croissante de la ressource en eau pour divers usages (domestiques, énergétiques...), un indice intéressant à prendre en compte pour les agro-écosystèmes est l'efficacité d'utilisation de l'eau (Water Use Efficiency en anglais, WUE). Il existe en réalité plusieurs définitions de la WUE qui dépendent de la période, de l'étendue de la zone considérée et du sujet de l'étude (voir Chapitre 5 et Annexe 3). Certaines ont une orientation typiquement agronomique et d'autres sont utilisées à des fins plus environnementales. Pour les agro-écosystèmes, trois approches de la WUE sont couramment utilisées.

La plus employée en agronomie (WUE_{agro}) considère la quantité de biomasse produite par unité d'eau utilisée à l'échelle de la parcelle agricole :

$$WUE_{\text{agro}} = \text{biomasse produite} / \text{quantité d'eau utilisée} \quad (9)$$

Ici la biomasse produite peut soit correspondre à la biomasse totale aérienne produite pendant la phase de développement de cultures (adventices et repousses post récolte non incluses) (WUE_{AGB}), soit à la fraction de biomasse exportée de la parcelle au moment de la récolte (WUE_{exp}) (Katerji et al., 2008). La quantité d'eau utilisée, quant à elle, peut soit correspondre à l'ETR, soit à la somme des précipitations et de l'irrigation. La WUE_{agro} a fait l'objet de nombreuses recherches en agronomie depuis le début du 20^{ème} siècle avec pour priorité l'étude des effets du stress hydrique et de l'irrigation sur la productivité des cultures (Karam et al., 2007; Katerji et al., 2008; Li et al., 2008; Pala et al., 2007; Ritchie et Basso, 2008; Steiner et Hatfield, 2008; Su et al., 2007; Tambussi et al., 2007). Cependant, cet indice a généralement été calculé pour la saison de croissance de la culture uniquement, ce qui signifie que les effets liés aux périodes d'intercultures et aux choix des systèmes de rotations sur la WUE n'ont généralement pas été pris en compte.

Pour aborder des problématiques plus environnementales, liées au cycle de l'eau dans les agro-écosystèmes, l'indice WUE_{eco} (Sinclair et al., 1984; Steduto et Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997) a été défini comme étant le ratio entre la NEP (ou NEE) et l'ETR :

$$WUE_{eco} = NEP / ETR \quad (10)$$

Dans ce cas les mesures de flux par EC peuvent être utilisées pour mesurer conjointement les deux termes de l'équation pour des périodes pouvant aller jusqu'à plusieurs années et pour des écosystèmes variés (voir Chapitre 6 et Annexe 4). La plupart de ces études ont concerné les forêts jusqu'à présent (Arneth et al., 2006; Baldocchi et al., 1987; Jassal et al., 2009; Ponton et al., 2006; Reichstein et al., 2007) mais plus récemment d'autres se sont intéressées aux agro-écosystèmes et aux prairies (Hu et al., 2008; Hu et al., 2009; Li et Yu, 2007; Steduto et Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997; Zhao et al., 2007). Dans le Chapitre 6 nous proposons d'utiliser un nouvel indice qui prend en compte le NECB au lieu de la NEP. Cet indice permettrait en effet d'évaluer quelles sont les pratiques de gestion qui permettent d'obtenir les meilleurs compromis en terme de bilans C et utilisation de l'eau (Kleemann et Gill, 2010) (voir aussi Annexe 4).

Enfin de nombreuses études ont été menées pour comparer les performances variétales des cultures, leur tolérance au stress hydrique et leur capacité d'adaptation aux changements climatiques en se basant sur un indice spécifiques de la plante, correspondant à la capacité du couvert ou de la feuille à fixer du carbone par photosynthèse pour une certaine quantité d'eau transpirée. WUE_{plt} peut donc être calculé ainsi :

$$WUE_{plt} = GEP / TR \quad (11)$$

Cet indice a surtout été calculé à l'échelle foliaire pour de courtes périodes de mesures afin d'évaluer l'impact des variables environnementales (déficit de vapeur d'eau, température, concentration en CO_2) sur leurs capacités photosynthétiques (Katerji et Bethenod, 1997;

Medrano et al., 2009; Qiu et al., 2008; Steduto et Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997; Tambussi et al., 2007). Pour pouvoir appliquer cet indice à l'échelle de la canopée (voir Chapitre 6), TR et GEP doivent pouvoir être estimées en se basant sur des approches instrumentales couplées à des méthodes de partition de la NEE et de l'ETR ou en ayant recours à l'utilisation de modèles de fonctionnement des couverts. La deuxième approche étant généralement plus lourde à mettre en œuvre, la communauté scientifique a besoin de solutions simples et robustes pour pouvoir séparer la NEE et l'ETR en se basant sur la première approche. Les méthodes de partition pour la NEE étant déjà développées (voir Annexe 1) nous proposons et testons dans le Chapitre 5 une méthode pour séparer l'ETR dans ses différentes composantes.

Chapitre 2 : Mes stratégies de développements instrumentaux et méthodologiques dans le cadre du Chantier Sud Ouest

1. Eléments de contexte

En 2003 j'ai intégré le Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère (CESBIO) au sein du Chantier "Sud Ouest" dont l'objectif était d'étudier les bilans d'eau et de carbone à différentes échelles spatiales sur une zone très anthropisée (où les grandes cultures ou agro-écosystèmes représentent près de 50% de l'occupation du sol) de la région Midi-Pyrénées. Ces travaux s'appuyaient sur l'utilisation de modèles, de quelques données de terrain et de données de télédétection (optiques SPOT essentiellement). Si les objectifs étaient clairement affichés, le Chantier manquait de points d'ancrages expérimentaux pour concentrer les forces permettant d'acquérir l'ensemble des données de calibration et de validation des modèles et des produits de télédétection nécessaires à la réalisation de ce travail.

Mon objectif premier a donc été de développer l'axe instrumental en équipant en 2004 deux sites expérimentaux agricoles avec des stations météorologiques et des systèmes de mesure de flux par la méthode des fluctuations turbulentes (eddy covariance en anglais, EC) afin de bénéficier de jeux de données continus sur des systèmes de cultures contrastés mais assez représentatifs des systèmes de culture de la région.

Une fois ces sites en place, ils ont été caractérisés (types de sol, conditions de vent...), suivis pour un ensemble de variables (humidité et composition du sol, répartition de la biomasse entre ses différents organes, surfaces de végétation, phénologie...) et ont progressivement été développés (nouveaux instruments, alimentation par 220V...) et intégrés dans différents systèmes et réseaux d'observations. Ces données contribuent ou ont contribué à alimenter les bases de données (BD) de l'Observatoire Spatial Régional (OSR) mises en œuvre par le CESBIO et labellisé par l'INSU en 2007, les BD des réseaux de sites de flux des projets Nationaux (GICC-Carbofrance, VULNOZ, IFLOZ), Européen (CarboEurope-IP, FLUXPYR, GHG-Europe, ICOS) et internationaux (Fluxpyr, FluxnetNos sites expérimentaux servent/serviront aussi de site de calibration/validation (Cal/Val) pour de nombreuses missions spatiales en cours ou en projet (SMOS, Biomass, Mistigri, Venµs, Microcarb, Flex, Formosat-2, Sentinel-1&2...). De ce fait, les données acquises en continu depuis 2005 sont maintenant utilisées par près de 120 équipes de recherches de par le monde pour des études de processus ou à des fins de test/calibration de modèles ou calibration/validation de produits de télédétection.

Ces sites ont eu un effet structurant au sein du laboratoire en agrégeant les travaux de mes collègues du Chantier et en fournissant des jeux de données variés permettant de travailler sur diverses problématiques (voir Chapitres 3 à 6). La coordination des actions menées sur ces sites m'a amené à partir de 2006 à coordonner les activités expérimentales du Chantier

puis à coordonner le Chantier Sud Ouest lui-même en 2007. Je présenterai donc dans un premier temps mes axes de recherche propre, puis de manière plus générale les axes de recherche du Chantier Sud Ouest en précisant comment mes activités de recherche alimentent les autres axes du Chantier et en décrivant quelle fut mon action de coordination du Chantier depuis 2007.

2. Stratégies d'implantation des sites expérimentaux

Pour remplir mes objectifs de recherche, il a été nécessaire de mettre en place des sites instrumentés pour la mesure des flux net d'eau, d'énergie et de CO₂ par EC (Figure 2.1). Le « carré Sud Ouest » (Figure C de la section Avant Propos) (défini historiquement par l'emprise des images SPOT utilisées dès le début du Chantier) couvrant principalement des zones de coteaux sur lesquelles on trouve essentiellement des cultures non irriguées en rotations bi-annuelles (typiquement blé-tournesol) et des zones de vallées dans lesquelles le maïs irrigué est très présent, j'ai orienté mon choix vers des sites représentatifs de ces ensembles (Figure 1.7).

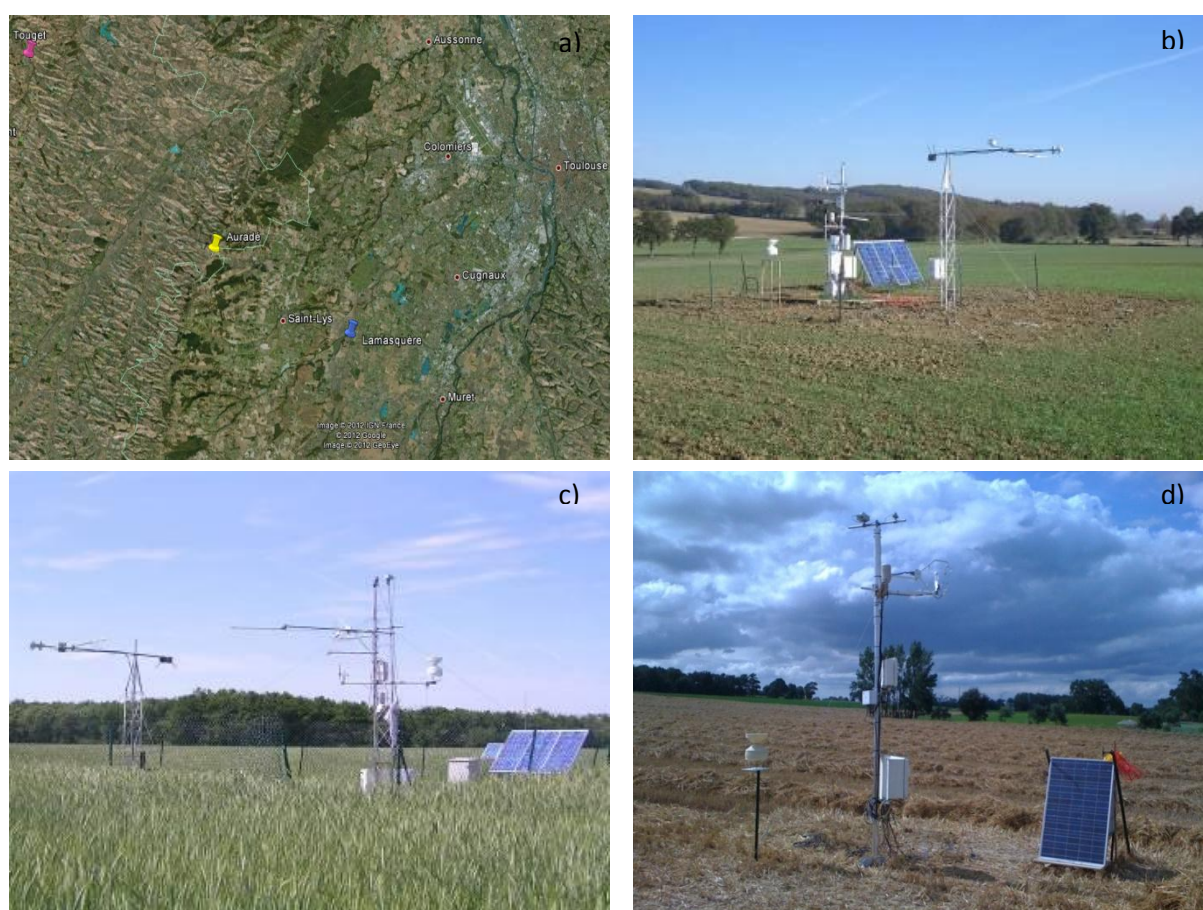


Figure 2.1 : a) emplacement des sites instrumentés et sites b) d'Auradé (2005), c) de Lamasquère (2005) et d) de Touget (2009).

Auradé est le premier site à avoir été instrumenté (Mars 2004). Il se situe dans le Gers à la limite de la Haute Garonne, en zone de coteaux et à une altitude de 245 m. La parcelle est située juste au-dessus du petit bassin versant (3 x 1,6 Km) du Montousset taillé dans la molasse en limite des terrasses de la Garonne, bien drainé et sans nappe profonde. La parcelle instrumentée de 23.5 ha (Figure 2.1) gérée par Mr Andréoni, appartient au GAEC de Lambert. Elle présente une pente d'environ 2 % orientée vers le Nord-Est. Elle est caractérisée par un enchainement de cultures colza/blé/tournesol/blé/colza/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 et les pailles sont enfouies. Ce type de gestion est assez classique en zone de coteaux et la rotation basée sur du blé et du tournesol (classique sur la zone) était complétée par la présence de colza ce qui a motivé le choix du site.

Le CESBIO était impliqué sur le bassin versant du Montousset depuis de nombreuses années en collaboration avec l'Association des Agriculteurs d'Auradé pour construire une base de données des pratiques et occupations agricoles. Cette base de données pouvant en effet fournir de précieuses données d'entrée et de validations pour la modélisation spatialisée se voyait ainsi agrémentée d'un site de mesure intensif juste à l'extérieur du bassin (la topographie de celui-ci étant incompatible à la mesure des flux par EC). Par ailleurs le CESBIO avait déjà commencé à recueillir des données météorologiques avant mon arrivée au laboratoire, et Patrick Mordelet ainsi que Valérie Le Dantec avaient déjà débutés des travaux de suivi de la respiration du sol des agro-écosystèmes et de la teneur en carbone des sols en fonction de l'historique de l'occupation du sol à l'intérieur du bassin versant.

Lamasquère, le second site à avoir été instrumenté (Juillet 2004), est situé au Sud-Ouest de Toulouse, à une altitude de 180 m, sur un sol très argileux (50%) et profond avec une nappe pouvant être affleurante en hiver, en bordure de la rivière « le Touch ». La parcelle instrumentée de 32.3 ha (Figure 2.1) appartient au domaine de Lamothe, ferme expérimentale de l'ESAP (Ecole Supérieure d'Agronomie de Purpan) qui est une importante ferme de production laitière. Ce deuxième site présente l'avantage d'avoir une rotation culturale et une gestion très contrastées par rapport au site d'Auradé. En effet, elle suit une rotation de cultures de type triticales/maïs/blé/maïs/blé/maïs, elle est labourée (labour avec et sans retournement), fertilisée avec de l'engrais minéral et organique (fumier et lisier) et irriguée lorsque du maïs est cultivé. Par ailleurs, la quasi-totalité des parties aériennes sont exportées au moment de la récolte car le maïs est ensilé et les pailles du blé et du triticales sont utilisées comme paillage à l'étable.

Par ailleurs, un grand nombre de données de terrain (itinéraires techniques, profondeurs et analyses de sol...) ont été collectées à l'échelle de l'exploitation et synthétisées sous forme de bases de données, et des travaux de modélisation spatialisée et de télédétection avaient déjà été réalisés (Touriño Soto, 2005).

Enfin, le troisième site, Touget, a été installé en 2009 pour compléter les cultures déjà étudiées sur les précédents sites et pour étudier un mode de gestion intermédiaire entre Auradé et Lamasquère (pas d'exportation de paille mais fertilisation organique sous forme de lisier de porc). La parcelle est située en zone de coteaux sur une légère pente orientée est. La rotation de culture est non stabilisée car cette parcelle sert régulièrement à de la production de semences. Depuis 2009, du colza, du blé et du tournesol ont été cultivés sur cette parcelle et elle devrait recevoir dans les années qui viennent du sorgho et du soja. Elle est gérée par Mr Cettolo, agriculteur.

Ces sites aux caractéristiques édaphiques et de gestions contrastées mais avec des climats proches m'ont permis d'analyser l'effet des conditions de sol et des effets de gestion sur les différents termes des bilans d'énergie, d'eau, de carbone et de GES (voir Chapitres 3 à 6).

3. Stratégies en termes de déploiement instrumental

Les mâts de mesures météorologiques et micro météorologiques ont été installés vers le milieu des parcelles à l'intérieur d'un enclos grillagé (Figure 2.1). 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 (Figure 2.2).

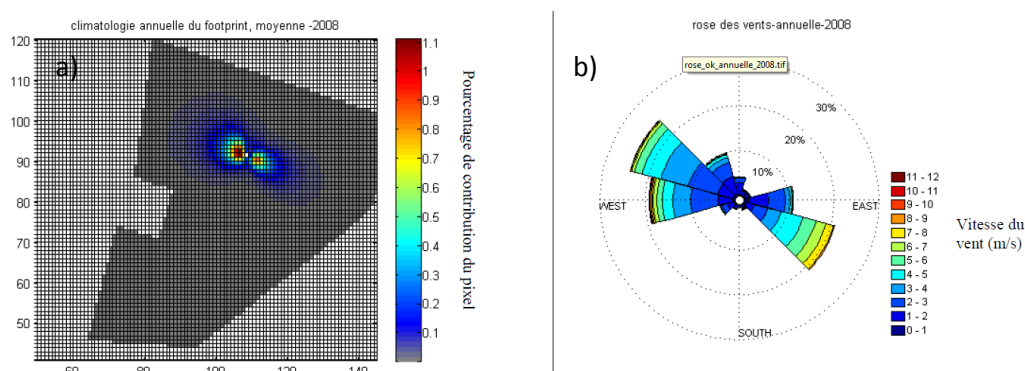


Figure 2.2 : a) Localisation du mât sur la parcelle d'Auradé et climatologie moyenne du footprint (empreinte de la mesure) des flux turbulents en 2008. Les pixels en teinte chaude sont ceux qui contribuent le plus à la mesure et b) rose des vents en 2008 sur la parcelle d'Auradé.

La méthode des fluctuations turbulentes (eddy covariance en anglais, EC) requiert deux instruments principaux (Figure 2.3) : 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 capables 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 de 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). 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 (nécessité d'équiper les sites en 220V) 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 où 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 de l'analyseur infra-rouge. Sur nos parcelles expérimentales, jusqu'à présent, 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 CO_2 et de H_2O) 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 (CO_2 ou H_2O). 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.

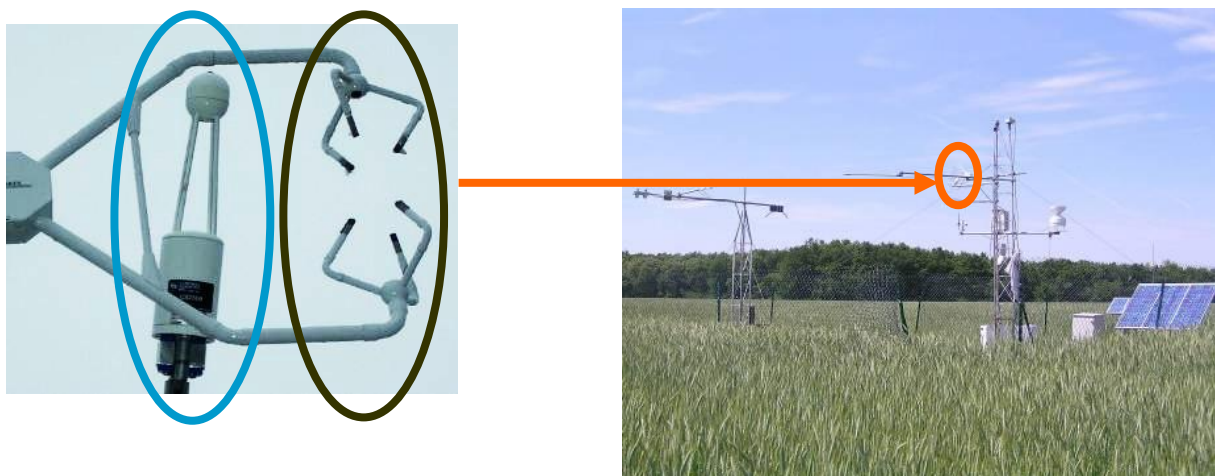


Figure 2.3 : Vue détaillé du système de mesure des flux par fluctuations turbulentes (à gauche) sur le site de Lamasquère (à droite) en 2005. Le système est composé d'un analyseur de gaz infra rouge rapide (entouré en bleu) et d'un anémomètre/thermomètre sonique à trois dimensions (entouré en noir).

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 sont d'une amplitude de plus en plus faible en se rapprochant de la surface. De ce fait, une hauteur de mesure inférieure à 1 m au dessus du couvert provoquerait une contribution trop importante des hautes fréquences (au delà de 20 Hz) qui ne pourraient être mesurées par nos dispositifs et une contribution trop faible des basses fréquences pour avoir une mesure précise des flux.

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 (R_n), de PAR (rayonnement photosynthétiquement actif) réfléchi et transmis qui sont déportées en bordure de l'enclos (voire dans la parcelle depuis 2008) pour qu'elles soient représentatives de la parcelle (Figure 2.3). Les types de capteurs, modèles et marques sont détaillés dans la Table 2. 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 ont aussi été mis en place sur chaque parcelle au niveau du mât déporté depuis septembre 2006. La mesure de chaque capteur est effectuée toutes les minutes par des centrales d'acquisition montées en réseau (Campbell, CR10x ou CR1000) et une moyenne par demi-heure est stockée dans la mémoire interne des centrales. Les données météorologiques sont télétransmises 4 fois par jour au laboratoire et accessibles à cette adresse : http://www.cesbio.ups-tlse.fr/data_meteo/

En réalité, l'instrumentation des sites est en permanente évolution depuis 2005. A l'heure actuelle, les trois sites sont équipés de façon quasi identique (Table 1) mais les sites d'Auradé et Lamasquère subissent actuellement de substantielles évolutions pour répondre au standard du réseau ICOS-Ecosystèmes d'observation à long terme des émissions de GES. Pour ce faire, ils ont d'ores et déjà été équipés en 220V et instrumentés avec des chambres automatiques pour la mesure de la respiration du sol et des flux nets de N_2O (en 2011). De nouveaux systèmes de mesure des flux turbulents avec notamment des analyseurs en système semi-fermé (Li7200, LiCor, Lincoln, NE, USA) ont été mis en place au cours de l'année 2012.

Table 1 : liste non exhaustive des capteurs utilisés en 2011 sur les stations météorologiques des trois parcelles expérimentales.

Type de capteur	Unité de la mesure	Modèle	Marque	Site de mesure
Humidité relative de l'air	%	HMP35 A	VAISALA	Les trois
Température de l'air	°C	HMP35 A	VAISALA	Les trois
Température de surface : 2 radiomètres infra rouge thermique orientés à 45 et 90°	°C	IRTS-P	Campbell	Auradé/Touget
Pluviomètre	mm	ARG100	Environmental Measurements Ltd'	Les trois
Baromètre	mBar	BS4	DELTA-T	Les trois
Vitesse et direction du vent				
Anémomètre sonique	m s ⁻¹ angle en °	Windsonic 2D	Gill instruments	Les trois
Rayonnement				
Rayonnement incident et réfléchi dans les courtes et longues longueurs d'ondes	W m ⁻²	CNR1	Kipp & Zonen	Les trois
PAR incident total de référence	μmol m ⁻² s ⁻¹	PAR-lite	Kipp & Zonen	Les trois
PAR incident total et diffus	μmol m ⁻² s ⁻¹	BF3	DELTA-T	Les trois
PAR réfléchi et transmis	μmol m ⁻² s ⁻¹	PAR-LE	Solems	Les trois
Capteurs enterrés				
Plaquettes de flux de chaleur dans le sol à 5 cm	W m ⁻²	HFP01	Hukseflux	Les trois
Humidité relative (volumique) du sol à 0-5, 5, 10, 30, 50, 100 cm	%	Téthaprobex	DeltaT	Auradé/Lamasquère
	%	Hydraprobe	Stevens	Touget
Température dans le sol à 0-5, 5, 10, 30, 50, 100 cm	°C	TP107	Campbell	Les trois
Systèmes de mesure des flux turbulents				
Anémomètre sonique 3D	m s ⁻¹ angle en ° °C sonique	Csat3	Campbell	Les trois
Analyseur CO ₂ &H ₂ O infrarouge	mol m ⁻³	Li7500	Licor	Les trois

A noter, le site de Lamasquère a servi à plusieurs reprises de plateforme expérimentale pour des inter-comparaisons de capteurs (scintillomètres, analyseurs rapides d'ozone, systèmes de mesures des flux turbulents de N_2O ...) et il a été équipé entre 2008 et 2011 de dispositifs de mesure des flux d'ozone.

Enfin, 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 jusqu'à 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 pour définir le contenu en eau et la biomasse sèche. De même les surfaces des différents organes verts de la plante ont été mesurées avec un planimètre (Li-Cor, Li-3100). Des mesures ponctuelles de respiration du sol (Auradé et Lamasquère), de contenu en eau, C et azote du sol et de la végétation, de densité du sol... sont aussi régulièrement effectuées sur les sites expérimentaux.

L'acquisition de l'ensemble de ces variables (micrométéorologiques, biométriques...) et des informations détaillées concernant les itinéraires techniques sur les parcelles est nécessaire à l'analyse et à l'interprétation des dynamiques de flux turbulents mais aussi à la paramétrisation et/ou à la validation des modèles décrits dans l'introduction de ce manuscrit ainsi qu'au calcul de bilans de GES par ACV.

4. Stratégies en termes de développements méthodologiques

La mesure des flux turbulents à l'interface sol-couvert et atmosphère (Baldocchi, 1994; Aubinet et al. 2000) constitue pour moi un outil privilégié de travail mais pas véritablement un axe de recherche. Cependant, l'application de cette méthode à la mesure des flux sur agro-écosystème a représenté une part significative de mon travail de recherche ces dernières années, notamment dans le cadre de la Thèse de Pierre Béziat.

Cette méthode permet de quantifier les échanges de matière (CO_2 , H_2O ...) et d'énergie à l'interface entre une parcelle et l'atmosphère. Elle permet si l'on prend l'exemple du CO_2 , de calculer un bilan C complet en combinant cette mesure intégrée à l'année avec les entrées/sorties latérales de C (Figure 1.3 de la section Introduction). Une description exhaustive de la méthode de mesure, de la théorie de calcul des flux à partir des données brutes d'EC 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 est disponible dans le premier chapitre de thèse de Pierre Béziat (2009) et dans l'article Béziat et al. (2009) qui a concrétisé ce travail (présenté dans son intégralité en Annexe 1). Les

méthodes de traitement des flux (vérification de la qualité des flux, remplacement des données manquantes, calcul de bilans, calculs d'incertitudes, décomposition des flux nets...) y sont aussi présentées. Ces méthodes de traitement ont été automatisées au maximum, via le développement par nos soins d'un programme sous Matlab, ce 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 programme a depuis été utilisé par d'autres équipes au sein du CESBIO et à l'extérieur du laboratoire (INRAs d'Avignon et de Clermont-Theix, Laboratoire d'Aérodynamique, CTFC de Solsona...). Ce travail méthodologique se poursuit actuellement notamment en collaboration avec le GSMA de Reims pour parvenir à la mesure des flux de N_2O par EC (Campagne Nitrocosme 2012) et ainsi améliorer nos estimations des bilans de GES et les leviers d'actions pour réduire leurs émissions.

En plus de ces avancées, le développement de la méthode de décomposition des flux d'ETR en TR et E représente un progrès important, concrétisé par un article (Béziat et al., 2013 présenté dans le Chapitre 5 et en Annexe 3), puisqu'il a permis de détailler les différentes composantes du bilan d'eau à l'échelle d'une parcelle agricole et qu'il a permis de calculer de nouveaux indicateurs comme la WUE_{plt} à partir des données d'EC (ce qui a donné lieu à un autre article Tallec et al., 2013 présenté dans le Chapitre 6 et en Annexe 4).

De même, la combinaison des méthodes de flux par EC avec les approches de type analyse de cycle de vie (ACV) (travail initiée dans le cadre du stage de Master d'Agathe Niezborala), si elle n'est pas conceptuellement difficile à mettre en oeuvre, a nécessité un gros travail de bibliographie et de collecte de données qui m'ont permis de calculer des bilans GES (écobilans) en équivalant C plus précis et à des échelles temporelles plus fines qu'avec les approches classique basées sur les mesures de variation en C organique du sol. Ces approches nécessitent en effet des mesures intégrées sur près d'une dizaine d'années pour être capable d'identifier un stockage/déstockage de C dans le sol (Robertson et al, 2000). Cette approche combinée m'a permis d'analyser les flux et bilans GES pour chaque culture au sein d'une rotation et de pouvoir identifier des leviers d'actions pour améliorer ces bilans. Ce travail s'est concrétisé par un article de synthèse sur les bilans GES de l'ensemble des sites culture du projet Européen CarboEurope-IP (Ceschia et al., 2010 présenté dans le Chapitre 4 et en Annexe 2). Cette approche m'a enfin permis d'introduire un indicateur d'« efficience de culture » (CE, voir Introduction) qui est calculé comme le ratio entre la quantité de C exporté au moment de la récolte (grain et éventuellement pailles) et le bilan des émissions de GES pour produire la culture.

Ces développements méthodologiques m'ont donc permis 1) d'analyser la dynamique saisonnière des flux de carbone, d'eau et d'énergie pour différentes cultures, en relation avec le climat et les pratiques culturales, 2) d'analyser les bilans de C et de GES de ces cultures en quantifiant la contribution des différentes composantes naturelles du flux net de CO_2 , la part des composantes anthropiques (imports et exports de carbone) et celle des émissions liées aux différentes opérations de gestion, 3) d'analyser les différentes

composantes du bilan d'eau et de comparer l'efficience 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 la paramétrisation ou l'évaluation d'outils de modélisation qui permettront à terme non seulement de prévoir localement la réponse des agros-écosystèmes aux variations climatiques et à l'évolution des pratiques culturales, mais aussi de spatialiser les flux et bilans de carbone et d'eau à des échelles allant jusqu'à la région.

Les résultats issus de mon travail de recherche au CESBIO seront présentés de manière résumée en français dans les 5 Chapitres suivants et dans leur intégralité en anglais dans les Annexes 1 à 5.

Chapitre 3 : Analyse des flux de CO₂ et bilans de carbone à l'échelle de la parcelle agricole

Ce Chapitre correspond à l'article "Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France" publié en 2009 dans la revue "Agricultural and Forest Meteorology" qui est présenté dans son intégralité en Annexe 1. Ici seuls le contexte et les principaux résultats seront présentés.

1. Contexte et méthode

Le principal objectif de cette étude était d'analyser la dynamique saisonnière des flux de CO₂ et d'évaluer les effets du climat et de la gestion des cultures sur les flux et 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 des 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. L'intérêt de cette approche par rapport aux méthodes classiques basées sur des analyses de sols espacées de plusieurs années est qu'elle permet d'analyser au sein d'une rotation et même pour chaque phase de développement au sein d'une culture les capacités de fixation de C des différentes cultures et donc de mieux identifier des leviers d'amélioration des bilans de C.

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, où 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 la GEP (Reichstein et al. 2005). 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. 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) ont été testées et discutées, et une méthodologie pour estimer l'incertitude de la NEP a été mise au point (voir Annexe 1). 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).

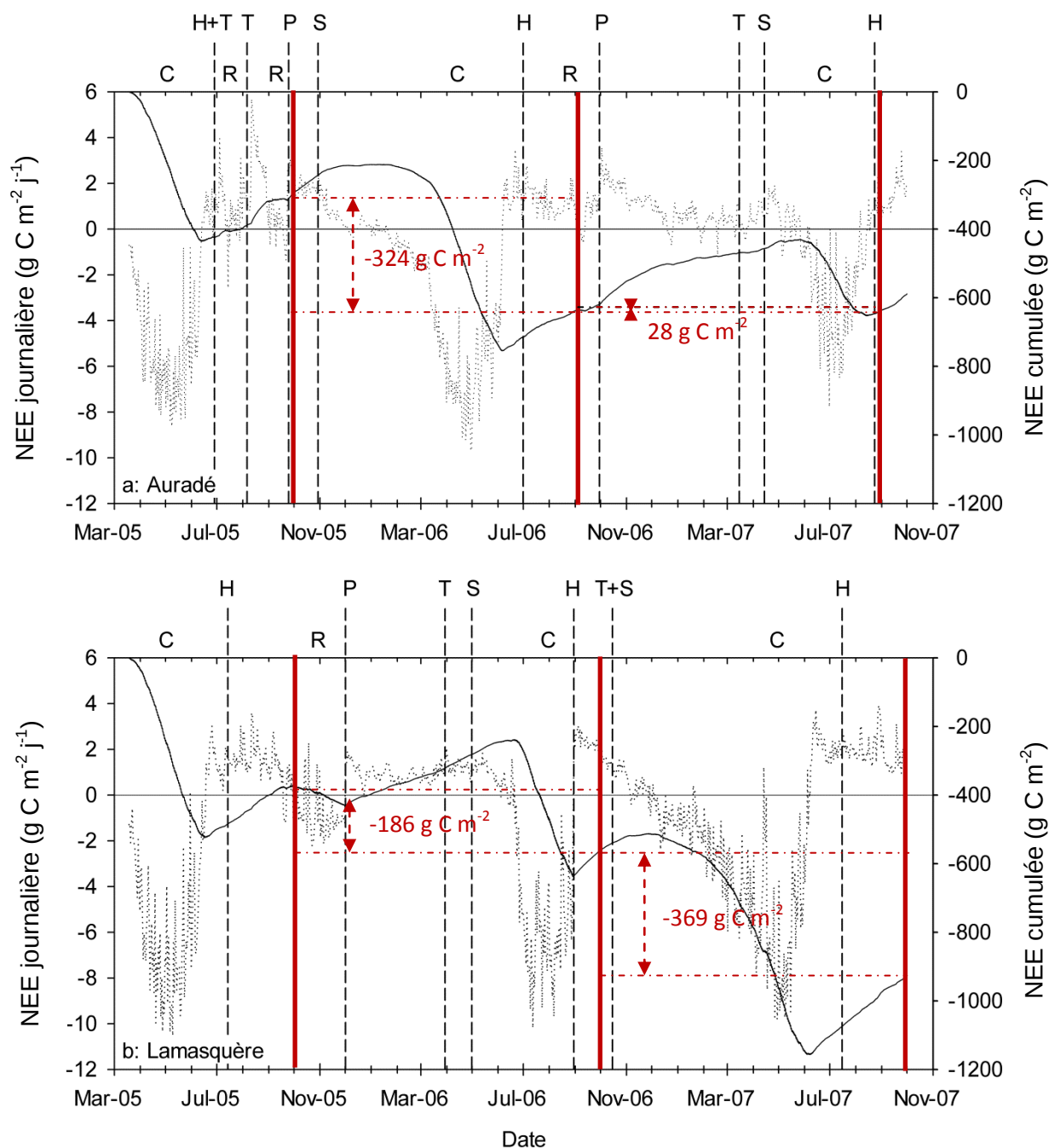


Figure 3.1 : Evolution journalière du flux net de CO_2 (NEE) (axe de gauche) et valeurs cumulées de NEE (axe de droite) entre le 18 Mars 2005 et le 1^{er} Octobre 2007 à Auradé (a) et à Lamasquère (b). Les phases de développement de culture (C) et de repousses (R) sont reportées au dessus de chaque graphique. Les lignes pointillées verticales indiquent des opérations technique pouvant affecter le NEE : S correspond au semis, H à la récolte, T et P au travail du sol superficiel et profond, respectivement. La NEP est calculée comme la différence entre la valeur de NEE cumulée entre le début et la fin de l'année culturale (d'Octobre à Octobre) qui sont symbolisées par les lignes rouges verticales et horizontales. Seules les NEP (valeurs en rouge sur la figure) pour les années 2005-2006 et 2006-2007 ont pu être calculées car la première année de mesure n'est pas complète (début des mesures en mars seulement).

2. Principaux résultats

2.1. Analyse de la dynamique saisonnière des flux nets de CO₂

L'étude de la dynamique de la NEE et des cumuls de NEE permet d'évaluer les capacités journalières de puits ou source atmosphérique de CO₂ des parcelles (Figure 3.1). Une valeur négative de NEE correspond à une GEP (assimilation) plus forte que R_E (respiration de l'écosystème). Une pente négative de NEE cumulée indique que la parcelle se comporte comme un puits de carbone alors qu'une pente positive indique qu'elle se comporte comme une source de C pour l'atmosphère (GEP < R_E). Dans l'ensemble, les dynamiques d'échanges sont bien marquées avec des périodes de séquestration et des périodes d'émission correspondant aux phases de culture et de sol nu, respectivement. Dans l'ensemble, pour les 3 saisons étudiées, Lamasquère était un puits plus important qu'Auradé (valeurs de NEE cumulées plus négatives atteintes fin Octobre 2007 à Lamasquère). La dynamique des flux observés durant le développement des cultures (noté C) était très différente pour les cultures d'hiver et d'été. Pour le blé, les valeurs de NEE étaient proches de 0 g C m⁻² j⁻¹ (GEP = R_E) de Novembre à Février à Auradé en 2005-2006 et en Décembre 2006 à Lamasquère. Puis, pour toutes les cultures d'hiver, les valeurs de NEE devenaient négatives et les écosystèmes fixaient du carbone jusqu'à début Juin. Les valeurs les plus négatives de NEE, -8.6, -9.7, -10.5 et -9.8 g C m⁻² j⁻¹, ont été observées à Auradé pour le colza et le blé et à Lamasquère pour le triticale et le blé, respectivement. Entre Mai et Juin, l'assimilation décroissait à cause de l'entrée en sénescence du couvert bien que R_E soit resté assez élevé. En conséquence, la fixation nette de carbone était moins importante. En Juin, la sénescence a provoqué un basculement de la NEE vers des valeurs positives car la respiration de l'écosystème était forte et l'assimilation tendait vers zéro.

Pour les cultures d'été (maïs et tournesol), la NEE était positive (pertes de C) jusqu'en Juin bien que cette période se situe près d'un mois après le semis. La NEE devenait négative avec des valeurs atteignant entre -7.8 et -10.2 g C m⁻² j⁻¹ à Auradé pour le tournesol et à Lamasquère pour le maïs, respectivement. L'écosystème a fixé du C entre Juin et Août pour le tournesol et de mi-Juin jusqu'à la récolte (ensilage notée H) pour le maïs. Ainsi pour le maïs, le passage d'un puits à une source a été soudaine car les plantes ont été récoltées encore vertes. Des événements de repousses (R sur la Figure 3.1) après récolte ont eu des effets visibles sur la NEE et la NEE cumulée. Durant l'été 2005, ce phénomène de repousse a été plus marqué à Lamasquère qu'à Auradé où les repousses ont été interrompues par deux fois par les travaux superficiels du sol. Cette repousse à Lamasquère a permis de fixer près de 57 g de carbone faisant temporairement basculer la parcelle d'une source à un puits.

Les phases de sol nu étaient caractérisées par des pertes de C car seule la respiration hétérotrophe perdurait durant ces phases. Les travaux du sol (T pour travail superficiel et P pour travail profond) pouvaient en revanche affecter la NEE de deux façons. Ils interrompaient les phases de fixation correspondant aux repousses et pouvaient contribuer à des augmentations de la respiration du sol lorsqu'ils étaient suivis par des événements de

pluie comme le 10 Aout 2005 à Auradé. En effet, l'incorporation des résidus et des repousses stimulait l'augmentation de la respiration hétérotrophe. Le travail du sol avant les cultures d'été sur les deux sites et le travail superficiel avant la culture de blé à Lamasquère n'ont en revanche pas eu d'effet notable sur la NEE.

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 (Figure 3.1). A part pour le tournesol donc, les parcelles d'Auradé et de Lamasquère étaient des puits atmosphériques de carbone. Les valeurs de NEP observées étaient 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 CO_2 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 CO_2 plus importante en comparaison avec le blé d'hiver de 2006.

2.2 Effet de la qualité du rayonnement sur les flux nets de NEE

Dans cet article, des différences en termes de réponses de NEE des différentes cultures aux variables climatiques et à la surface d'assimilation ont aussi 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 CO_2 (Figure 3.2). De même, les cultures avec de fortes valeurs de surfaces foliaires étaient plus efficaces d'un point de vue de fixation du CO_2 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.

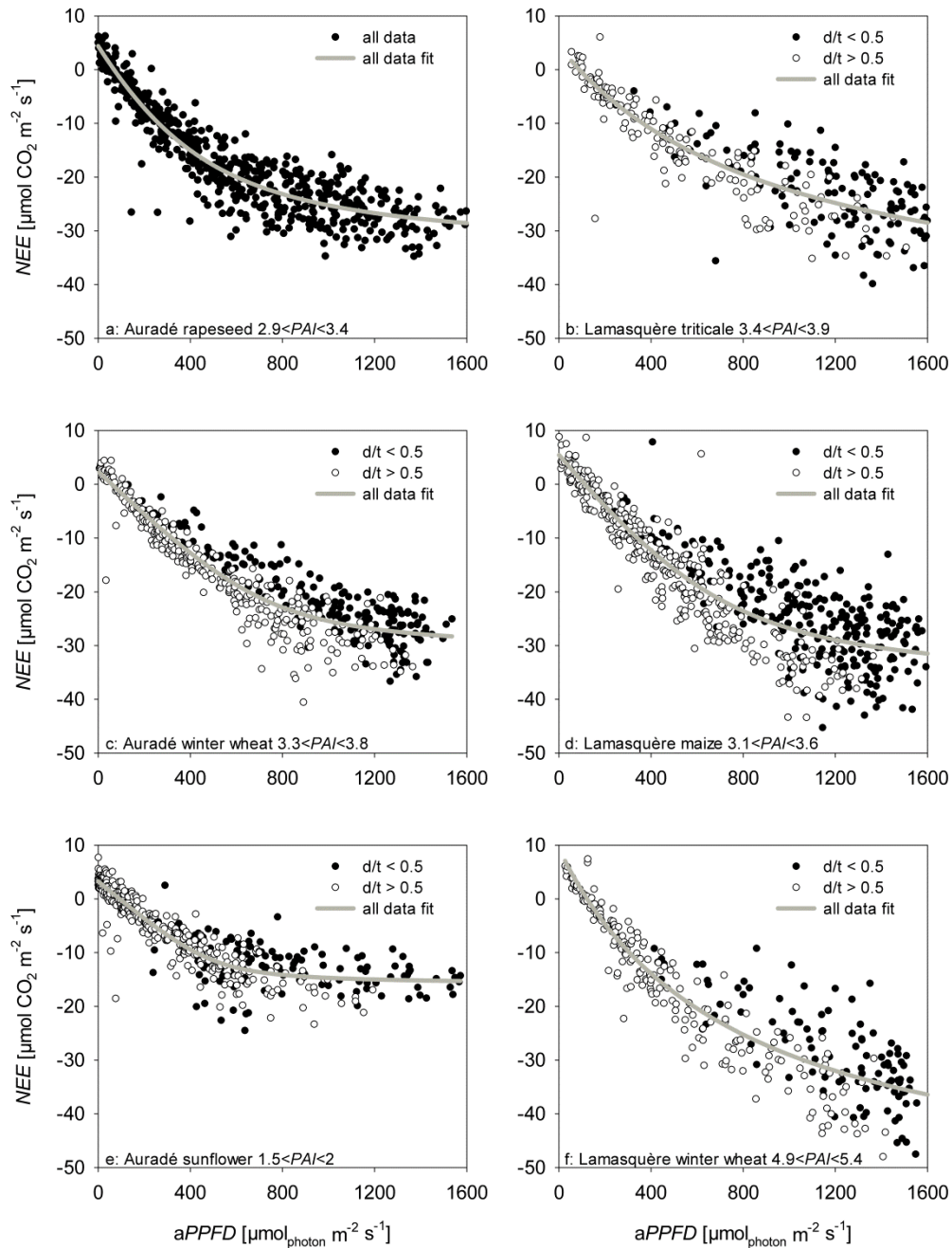


Figure 3.2 : Réponse de la NEE au rayonnement photosynthétiquement actif absorbé (aPPFD) par la végétation quand le couvert est bien développé (voir articles pour plus de précisions) pour les cultures de 2005 (a, b), 2006 (c, d) et 2007 (e, f). Sur les figures (b), (c), (d), (e) et (f) les cercles pleins correspondent à des données pour lesquelles le ratio de rayonnement diffus sur total est < 0.5 (ciels clairs) et les cercles ouverts correspondent à des données pour lesquelles le PPFD est ≥ 0.5 (conditions nuageuses). Sur la figure (a), il n'y a pas de distinction entre conditions nuageuses et claires car le capteur de rayonnement installé à Auradé ne permettait pas alors de faire la distinction entre rayonnement diffus et direct. Les courbes de régression étaient ajustées pour l'ensemble des conditions de rayonnement (voir Annexe 1 pour plus de détail).

2.3. Analyse des déterminants des bilans de C

La production nette du biome (NBP pour Net Biome Production en anglais), représentant le bilan de C et donc la variation de contenu en C du sol, a été calculée annuellement en se basant sur la 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 3.3 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

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 $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$. La parcelle de Lamasquère était donc durant cette période une source de carbone malgré les apports importants de carbone sous forme de 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 de production laitière 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. Nos choix alimentaires conditionnent donc fortement les bilans de C des cultures.

3. Conclusions

Les principales conclusions que nous avons pu tirer de cet article sont que les échanges saisonniers et annuels de CO_2 avec l'atmosphère sont très différents d'une culture à l'autre et que les cultures à long cycle de développement ont une plus grande capacité à fixer du carbone. La variabilité climatique peut toutefois affecter fortement les capacités de fixation nette de CO_2 pour une même culture. Des mesures sur le long terme sont donc nécessaires pour bien caractériser les effets de cette variabilité et quantifier le potentiel de stockage de C des différentes cultures pour des modes de gestion contrastés. Les pratiques de gestion comme l'ensilage ou la destruction des repousses affectent significativement la NEE et les bilans de C des cultures. Nous avons pu observer que les repousses spontanées pouvaient améliorer ces deux termes en permettant de compenser totalement ou partiellement les pertes de carbone par respiration hétérotrophe. Le maintien de ces repousses ou la mise en place de couverts intermédiaires pourrait donc représenter un levier intéressant d'amélioration des bilans de C des cultures. Les apports de C sous forme d'engrais organique peuvent améliorer les bilans de C mais ne permettent pas forcément de compenser les pertes de C à la récolte. Ces engrais peuvent en outre engendrer des émissions de CH_4 et N_2O : des bilans GES complets sont donc nécessaires pour évaluer l'impact de cette pratique sur la contribution des cultures aux changements globaux mais aussi plus généralement pour identifier les meilleurs leviers d'atténuation et les leviers potentiels de re-fixation de C dans les sols agricoles. C'est le travail qui a été effectué et qui sera présenté dans le Chapitre suivant.

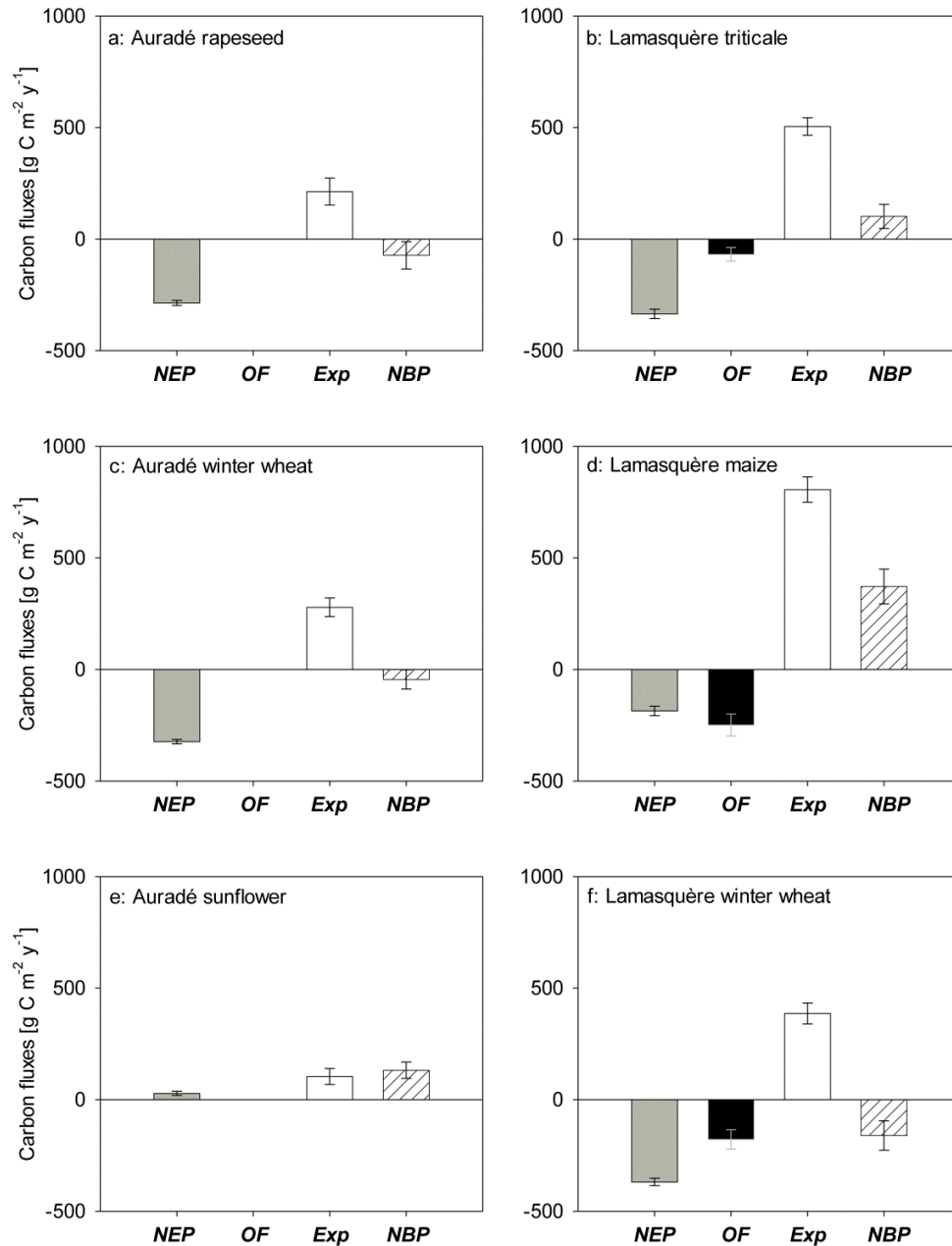


Figure 3.3 : Bilans de carbone annuels à la parcelle. (a), (c) et (e) correspondent au colza, blé d’hiver et tournesol à Auradé et (b), (d) et (f) au triticale, maïs et blé d’hiver à Lamasquère. Les barres grises représentent la NEP, les barres noires, la fertilisation organique (OF, présente seulement à Lamasquère), les barres blanches les exportations de biomasse à la récolte (Exp) et les barres hachurées le bilan de carbone (NBP), c’est-à-dire la somme des trois précédents termes. Les barres d’erreurs correspondent à $\pm$ l’écart type pour chaque variable (voir article concernant les méthodes d’estimation).

Chapitre 4 : Analyse des flux et bilans de GES des parcelles agricoles sur un large panel de cultures et de sites en Europe

Ce chapitre correspond à l'article "Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites" publié en 2010 dans la revue "Agriculture, Ecosystems & Environment" et présenté dans son intégralité en Annexe 2. Ici seuls le contexte et les principaux résultats seront présentés. 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 opérations techniques.

1. Contexte et méthode

Le bilan de gaz à effet de serre (GHGB pour Green House Gas Budget 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 ou seulement des grains, irrigation ou non...).

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 générées par les opérations techniques (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 GES (GHGB) a ensuite été calculé pour ces différents systèmes de cultures en additionnant NECB et EFOs. Les émissions de N_2O , provoquées par la décomposition des résidus et des engrais, ont été calculées avec la méthode préconisée par l'IPCC (2007) et celles de CH_4 ont été estimées à partir de la littérature pour la culture de riz seulement. Pour les autres cultures, les émissions/oxydations de CH_4 ont été supposées négligeables dans le bilan net de GES. 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 GES.

2. Principaux résultats

2.1. Influence de la longueur de saison de végétation sur la NEP

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 qui augmentait généralement avec le nombre de jours de végétation active (NDAV) sur la parcelle (Figure 4.1). Comme dans le chapitre précédent, il apparaît que la NEP est plus forte pour des cultures à cycle long ou quand des repousses/cultures intermédiaires se développent suite à la culture principale. Ainsi le choix du système de culture (espèce cultivées au sein de la rotation) impacte notablement le bilan de C de la parcelle.

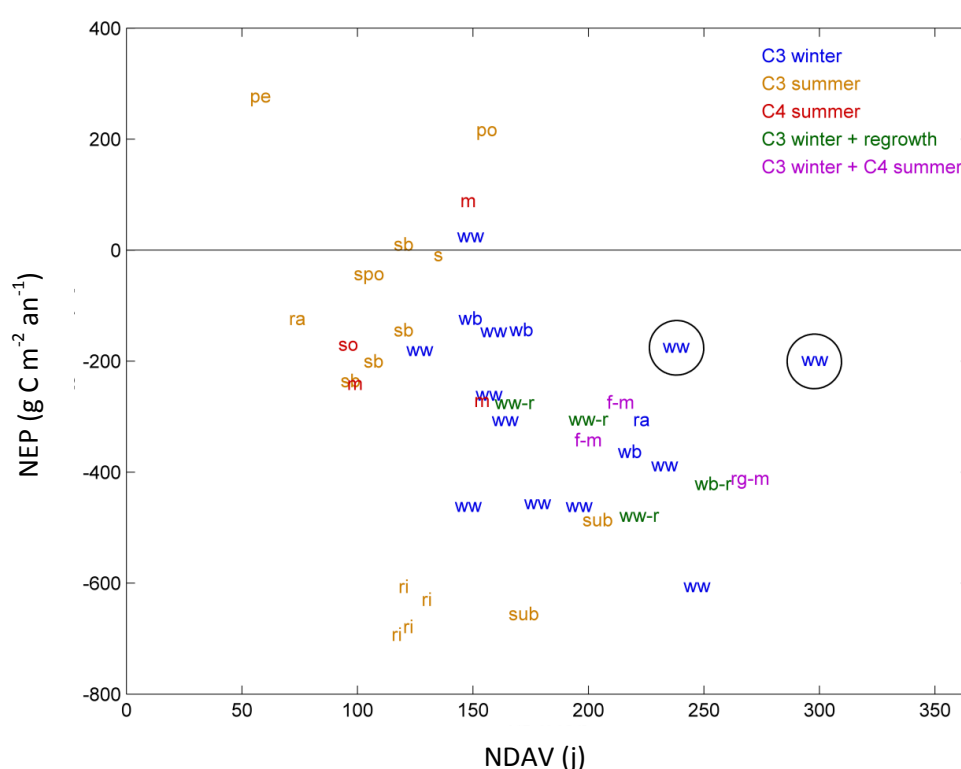


Figure 4.1: Production nette de l'écosystème (NEP) en fonction du nombre de jours de végétation active (NDAV). Chaque point représente une année de mesure par site. Les cultures C3 d'hiver sont représentées en bleu, les C3 d'été sont en orange, les C4 d'été sont en rouge, les C3 d'hiver suivies par une phase de repousse sont en vert et les sites sur lesquels une culture C3 a été suivie la même année par une culture C4 sont en violet. Les différentes espèces cultivées sont symbolisées par (ww) pour le blé d'hiver, (sub) pour la betterave à sucre, (sb) pour l'orge, (po) pour la pomme de terre, (spo) pour la pomme de terre de semence, (pe) pour le pois, (s) pour le tournesol, (so) pour le sorgho, (m) pour le maïs, (r-m) pour le ray grass/maïs, (f-m) pour le fenouil/maïs et (r) pour le riz. Les données correspondant aux blés cultivés à Oensingen et Risbyholm en 2006-2007 sont entourées d'un cercle car dans les deux cas la récolte n'a pu être faite ce qui a entraîné une probable augmentation de la respiration hétérotrophe suite au développement de la culture et donc une plus faible fixation nette (voir article pour plus de précisions).

2.2. Analyse des bilans de C et GES

La valeur moyenne de NECB pour toutes les cultures était de $138 \pm 239 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, ce qui correspond à une perte annuelle d'environ $2.4 \pm 4.6 \%$ du contenu en carbone du sol, mais avec une grande variabilité (Figure 4.2). Le blé d'hiver avait une NECB moyenne de $112 \pm 198 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, correspondant à une source non significative à cause de la grande variabilité induite par le climat et les pratiques. Les autres cultures comme le blé dur, le colza, l'orge, la betterave, la pomme de terre, le sorgho et le tournesol étaient de faibles sources de C avec des valeurs de NECB inférieures à $102 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$.

Finalement, le fenouil/maïs, le ray grass/maïs, le maïs, le pois, et la pomme de terre de semence correspondaient à de larges sources de C avec des valeurs de 582 (n = 2), 480 (n = 1), 413 ± 91 , 375 (n = 1) et 243 (n = 1) $\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, respectivement. La perte nette de C était significative pour le maïs seulement car le nombre de parcelles pour les autres cultures était trop faible pour que les résultats soient significatifs. Cependant, l'ensemble des parcelles de maïs étant utilisées dans cette étude pour de l'ensilage (ce qui ne correspond qu'à 50% des surfaces de maïs en Europe), toute la biomasse aérienne était exportée, et de ce fait ces résultats ne sont pas représentatifs des parcelles de maïs utilisées pour la production de grain.

La NEP (à travers l'assimilation de CO_2) 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 ($203 \pm 253 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ an}^{-1}$). La gestion influençait fortement la NECB et pour toutes les cultures, la fertilisation organique tendait à diminuer NECB (amélioration du bilan de carbone de la parcelle).

L'utilisation des machines, la fabrication, le transport et le stockage des pesticides et engrais, les émissions de N_2O par les engrais et les résidus de cultures ainsi que l'irrigation contribuaient faiblement au bilan de GES (0.6, 0.1, 2.8, 3.2, 0.7 et 0.3% de la valeur absolue des termes composant le GHGB, respectivement). Cependant en comparant directement les EFOs à la valeur finale du bilan GES (en considérant que des termes comme les exports et la NEE se compensent), ils représentaient 32 % de GHGB ($64.8 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour les EFOs pour une valeur moyenne de GHGB de $203 \pm 253 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ an}^{-1}$). En moyenne les émissions induites par les fertilisants (fabrication, conditionnement, transport, stockage et émissions de N_2O associées) représentaient 76 % des EFOs. Les machines (utilisation et entretien) ainsi que l'utilisation des pesticides représentaient seulement 10 et 2.4 % des EFOs.

Globalement, les parcelles agricoles se comportaient comme des sources de GES et les valeurs de GHGB variaient de $-182 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour le riz sur le site de El Saler Sueca (2007–2008) jusqu'à $880 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ à Cioffi pour la parcelle en fenouil/maïs (2006–2007). Pour la plupart des années-sites, les exports de carbone et les émissions de GES associées aux opérations techniques dépassaient donc la NEP et les apports de C sous forme d'engrais organiques et de graines.

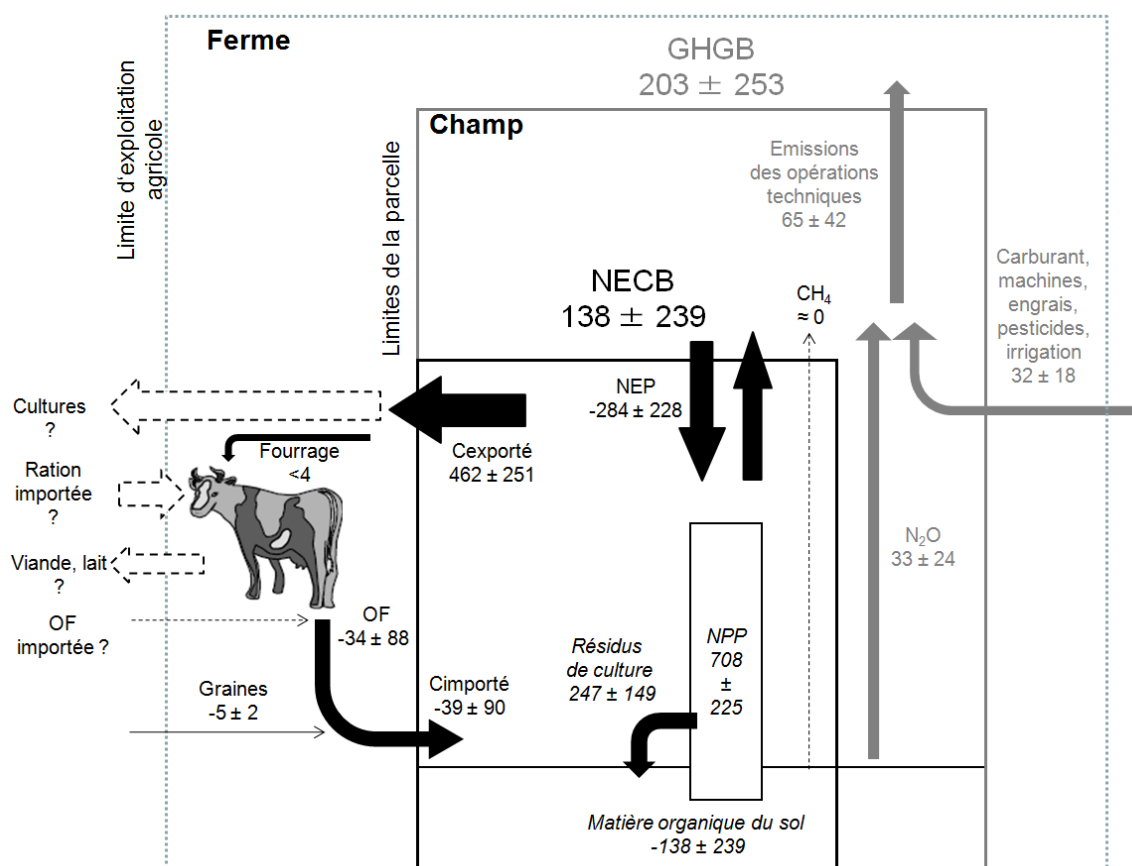


Figure 4.2: Représentation schématisque des différentes composantes du bilan de C des cultures (NECB, boîte noire) et du bilan de GES (GHGB, boîte grise) pour les 41 années-sites de notre étude pour lesquelles des valeurs annuelles de NEP étaient disponibles. La figure montre que certaines composantes du bilan de GES sont situées à l'extérieur de l'exploitation. Les valeurs résumant les résultats de notre étude sont exprimées en $\text{g C-eq m}^{-2} \text{ an}^{-1}$. La NEP, le C exporté à la récolte (Cexporté) et importé (Cimporté) sous forme de grains ou d'engrais organique (OF) représentent 36, 59 et 5% de NECB, respectivement. Dans de nombreuses exploitations Européennes, le bétail ne peut être alimenté par la seule production de la ferme, ainsi une part de l'alimentation doit être importée mais elle n'a pas été estimée dans cette étude. Les effluents organiques produits par le bétail sont généralement épandus sur la parcelle et représentent une part importante du bilan de C. Dans cette étude, nous avons supposé que 100% de la récolte était vendue, négligeant ainsi la part de C exporté qui peut potentiellement revenir sur la parcelle sous forme d'engrais organiques. Dans le pire des cas, cela représenterait pour un site recevant une fertilisation organique une surestimation de $4 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ de NECB. En moyenne, le sol n'était pas à l'équilibre car les apports organiques et la NEP ne suffisaient pas à compenser les exportations de C au moment de la récolte.

2.3. Analyse des performances des cultures

Finalement, les performances des agros-écosystèmes 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 pour un type de gestion donné, mais dans le futur, cette approche pourrait être généralisée.

3. Conclusions

De longues séries temporelles de mesures sont nécessaires pour évaluer les bilans de C et GES à l'échelle des rotations de culture, pour étudier l'effet de la variabilité climatique et de la gestion sur NECB et GHGB et ainsi pouvoir identifier les meilleurs leviers d'amélioration de ces bilans. Ce besoin est d'autant plus grand que la détection des changements de stock de C par les méthodes conventionnelles (analyse de sols) est problématique. Elle nécessite en effet un très grand nombre d'échantillons et de très longues périodes d'intégration pour pouvoir détecter des changements significatifs sans toutefois permettre d'identifier les causes précises des changements (choix des cultures, effet des pratiques...) au sein de la rotation. De plus, un effort doit être fait pour mesurer de façon plus systématique les émissions d'autres GES sur les sites expérimentaux et pour actualiser les facteurs d'émissions liés aux opérations techniques afin de réduire les incertitudes sur les bilans de GES des cultures.

Chapitre 5 : Analyse des composantes de l'ETR et du bilan d'eau pour les cultures

Ce chapitre concerne l'analyse et la décomposition des flux d'ETR et de bilans d'eau à l'échelle de la parcelle agricole pour les sites d'Auradé et de Lamasquère. Elle correspond à l'article "Crop evapotranspiration partitioning and analysis of the water budget distribution for several crop species: comparison between a simple method based on marginal distribution sampling and a SVAT modeling approach" publié en 2013 dans la revue "Agricultural and Forest Meteorology" et présenté dans son intégralité en Annexe 3. Ici seuls le contexte et les principaux résultats seront présentés.

1. Contexte et méthode

La variabilité naturelle climatique et les changements climatiques induisent d'importantes variabilités intra- et inter-annuelles des précipitations qui affectent significativement les cycles hydrologiques des agro-écosystèmes. Les bilans d'eau en surface, leurs composantes ainsi que les efficacités d'utilisation de l'eau (WUE) des plantes et des parcelles agricoles sont en conséquence modifiés. Approfondir nos connaissances sur les mécanismes qui sont à l'origine de ces changements pour les agro-écosystèmes est donc essentiel pour adapter la gestion des cultures et limiter les pertes en eau. Les objectifs de cette étude sont donc :

- d'évaluer la contribution de l'évaporation et de la transpiration et des autres termes du bilan d'eau des agro-écosystèmes pour différentes cultures représentatives de la France.
- d'estimer comment les pratiques culturales et le climat affectent l'ETR et les différentes composantes du bilan d'eau pour ces différentes cultures.

Pour remplir ces objectifs, des mesures d'évapotranspiration (ETR) 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. Nous avons ensuite développé et testé une nouvelle méthode de décomposition de l'ETR mesurée par la méthode des fluctuations turbulentes (EC) en évaporation du sol (E) et transpiration (TR). Cette méthode s'appuie sur une approche statistique basée sur des tables de références glissantes (MDS pour Marginal Distribution Sampling en anglais) qui a été testée et évaluée par comparaison avec les sorties du modèle mécaniste double source ICARE-SVAT. La méthode MDS requiert des mesures continues de flux d'ETR, de température et d'humidité du sol près de la surface, de rayonnement global au-dessus de la canopée et une estimation de la dynamique d'évolution de l'indice de végétation pour estimer le rayonnement transmis au sol en période de végétation. Cette méthode est bien adaptée aux cultures car elle requiert dans le jeu de donnée de longues périodes de sol nu qui permettent d'extrapoler l'évaporation aux périodes de végétation en établissant des correspondances entre paramètres microclimatiques et flux d'évaporation.

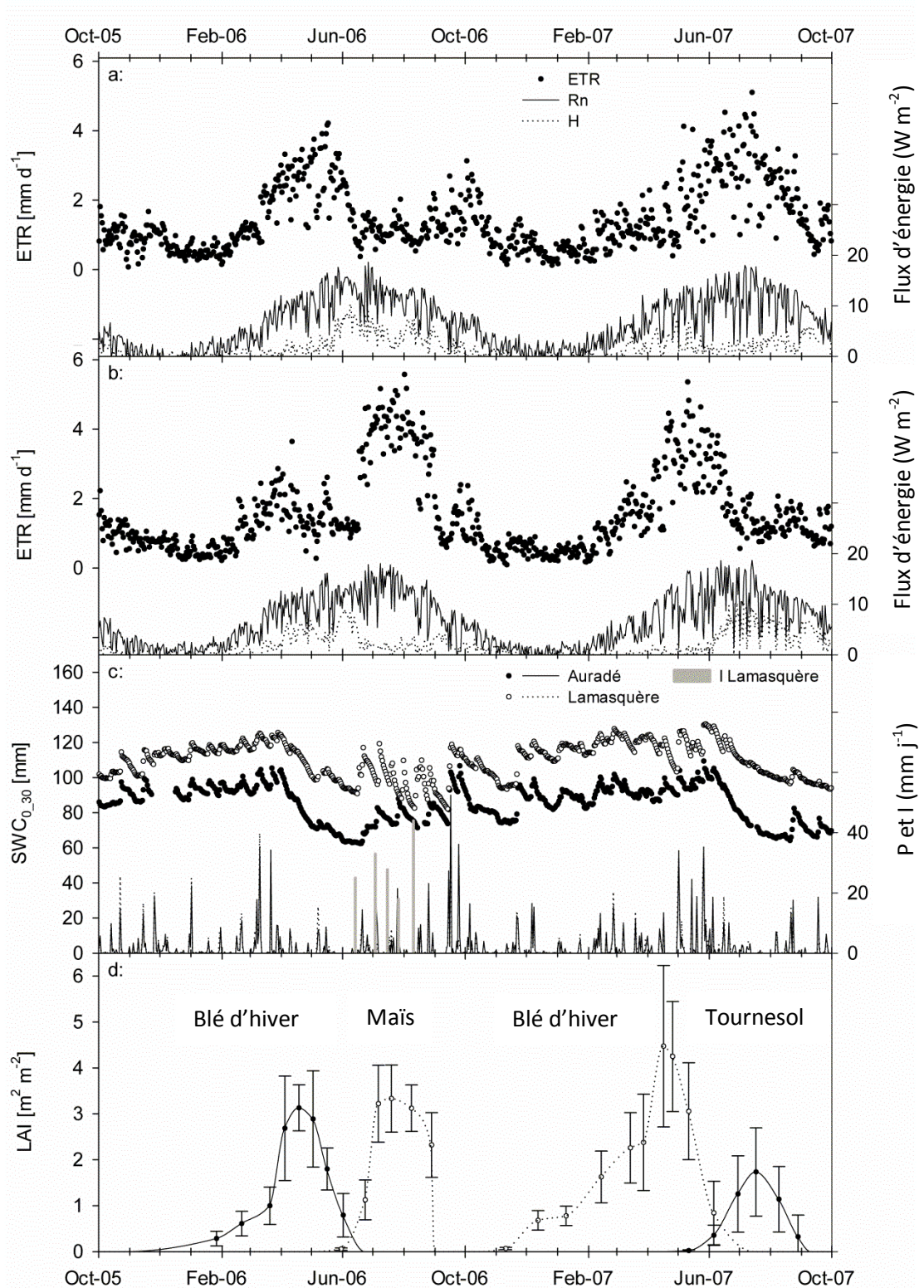


Figure 5.1: Variations saisonnières de la dynamique journalière d'évapotranspiration (ETR), du rayonnement net (R_n) et des flux de chaleur sensible (H) à Auradé (a) et à Lamasquère (b). (c) Contenu en eau journalier du sol entre 0 et 30 cm de profondeur (SWC_{0-30} , cercles fermés et ouverts) et précipitations (P) journalières sur chaque site ainsi que l'irrigation (I) à Lamasquère (P, lignes pleines et en pointillés et I, barres grises, respectivement). (d) Indice foliaire mesuré (LAI, cercles fermés et ouverts) et LAI interpolé (lignes pleines et en pointillés) entre Octobre 2005 et Octobre 2007. En (d), les barres d'erreur correspondent à $\pm$ une fois l'écart type de la moyenne.

2. Principaux résultats

2.1. Analyse des dynamiques d'ETR et de contenu en eau du sol

Pendant la saison de croissance, la dynamique d'ETR suivait celle du LAI (Figure 5.1). Pour le blé d'hiver, les valeurs maximales d'ETR (ETR_{max}) étaient observées vers mi- Mai, c'est-à-dire, au début de la phase de sénescence, alors que pour les cultures d'été (maïs et tournesol) ETR_{max} était atteint vers mi-Juillet au moment du maximum de LAI (LAI_{max}). Le retard d' ETR_{max} comparé au LAI_{max} observé pour le blé d'hiver peut s'expliquer par la dynamique saisonnière de rayonnement net (R_n), qui a atteint son maximum à la fin du mois de Juin. De ce fait l'ETR a continué à augmenter après que le LAI_{max} soit atteint. La végétation est ensuite entrée en pleine sénescence et l'énergie disponible s'est alors dissipée sous forme de chaleur sensible (H) qui a augmentée en suivant R_n . A son maximum, l'ETR du blé était en moyenne de 4.8 mm j^{-1} (variant entre 4.2 et 5.4 mm j^{-1}). La différence d' ETR_{max} observée entre les deux cultures de blé (valeurs plus fortes à Lamasquère) peut s'expliquer par des valeurs plus fortes de LAI à Lamasquère, des différences variétales et des conditions plus douces et humides en 2007.

Pour les cultures d'été, les valeurs moyennes maximales d'ETR étaient de 5.1 et 5.6 mm j^{-1} pour le tournesol et le maïs, respectivement. Ces valeurs sont globalement plus faibles que dans la littérature mais dans les autres études publiées les valeurs de LAI étaient plus fortes, probablement en lien avec des quantités d'eau apportées par irrigation bien plus importantes que sur nos sites (y compris pour le tournesol). Toutefois, lorsque l'on compare la réponse relative de l'ETR au LAI par rapport aux autres cultures, les faibles valeurs de LAI_{max} de $1.7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ ne s'accompagnaient pas d'une baisse aussi forte de l' ETR_{max} comme pour les autres cultures. Ceci était probablement dû à de plus fortes valeurs de conductance stomatique, qui peut être deux fois plus forte que celle du maïs par exemple (Katerji et Bethenod, 1997).

A Auradé, le contenu en eau du sol intégré entre 0 et 30 cm de profondeur (SWC_{0_30}) (Figure 5.1c) diminuait durant le développement du blé d'hiver à cause des faibles précipitations en 2006 et de l'absorption racinaire. La même tendance a été observée pour le tournesol, mais dans ce cas, SWC_{0_30} a commencé à diminuer avant la phase de croissance du tournesol à cause des faibles pluies et de l'augmentation du R_n . Nous supposons que SWC_{0_30} a aussi diminué à Lamasquère durant le printemps 2006 pour les mêmes raisons.

Pendant la phase de développement du maïs, l'effet de l'absorption racinaire sur SWC_{0_30} était marqué malgré l'irrigation. Durant le printemps 2007 (période de développement du blé d'hiver) à Lamasquère les fortes précipitations ont maintenu un niveau élevé de SWC_{0_30} comparé à 2006. En revanche, pendant la phase de sénescence et après la récolte, les fortes valeurs de R_n et les faibles pluies ont fait augmenter l'évaporation du sol en asséchant le sol (diminution de SWC_{0_30}). Durant ces phases de sol nu, l'ETR (correspondant à E) variait entre 0 et 2 mm j^{-1} . Ces variations s'expliquaient partiellement par des différences de R_n . En

Septembre 2006, l' ETR_{max} atteignait des fortes valeurs de 2.5 et 3 mm j⁻¹ sur les deux sites suite à d'importantes précipitations (Figure 5.1c). Le même phénomène a été observé à Lamasquère en Mars 2006 juste avant la culture de maïs.

Globalement, les valeurs absolues d'humidité du sol étaient plus fortes à Lamasquère qu'à Auradé à cause de la plus grande capacité de rétention d'eau du sol (plus fortes teneurs en argile) et à cause de la proximité de la rivière du Touch qui induisait des remontées capillaires. Cependant cette différence en valeur absolue de contenu en eau du sol n'a pas forcément engendré de différence en disponibilité en eau pour la plante (plus fortes forces de rétention d'eau par le sol à cause des fortes teneurs en argile).

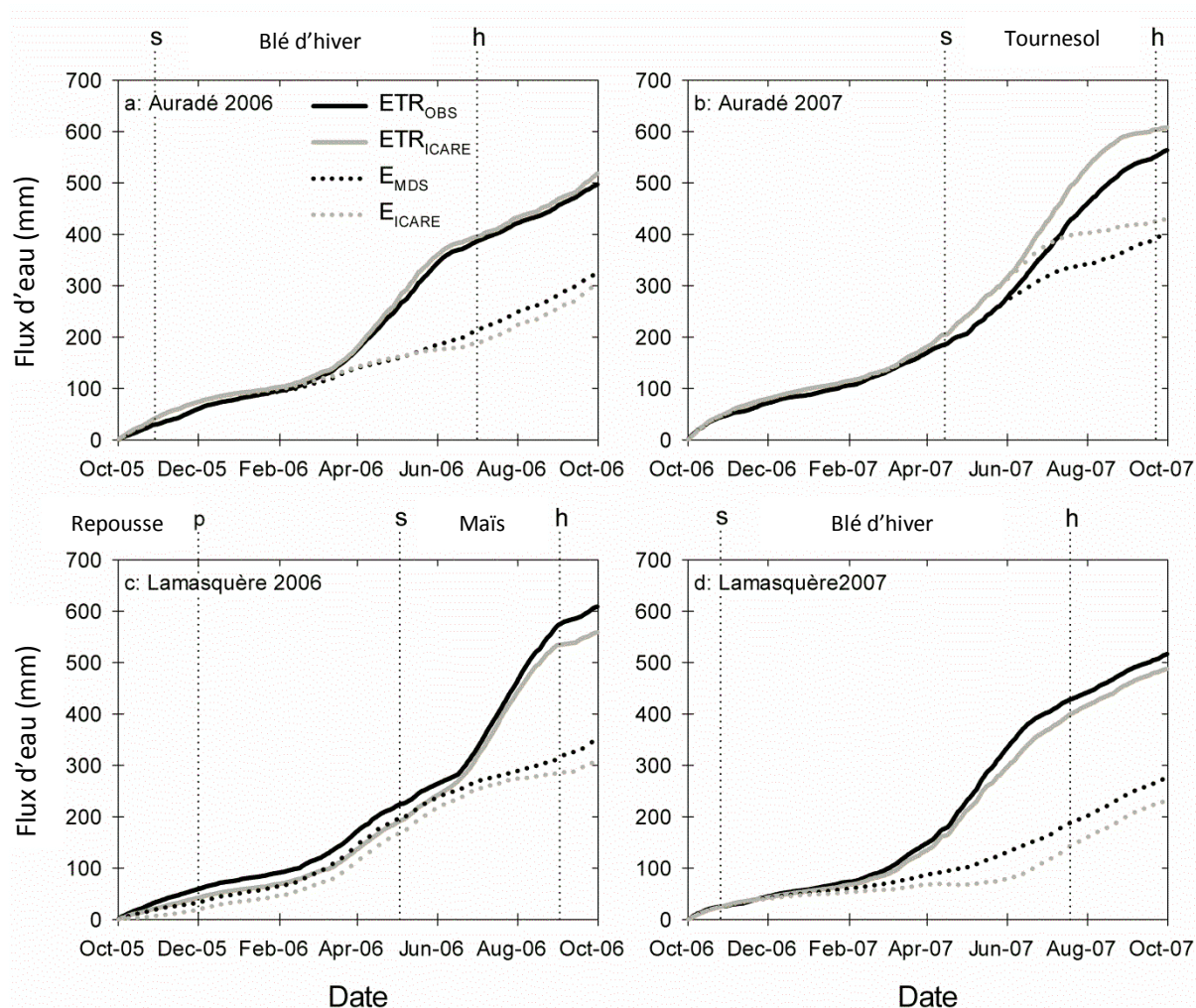


Figure 5.2 : Comparaison des cumuls d'évapotranspiration (ETR) mesurés par la méthode des fluctuations turbulentes (ETR_{OBS}) et simulés avec le modèle ICARE-SVAT model (ETR_{ICARE}) et comparaison de l'évaporation du sol cumulée (E) calculée par la méthode statistique basée sur des tables de références glissantes (E_{MDS}) et avec le modèle ICARE-SVAT (E_{ICARE}) pour les deux sites et les deux années de mesures. Les annotations indiquent les dates de semis (s), de récolte (h), de travail du sol (p) et le nom des espèces cultivées (ou les évènements de repousse).

2.2. Analyse des composantes de l'ETR et comparaison des méthodes de partition

Les résultats de la décomposition de l'ETR ont montré un bon accord entre les deux méthodes (MDS et modélisation mécaniste avec ICARE) de décomposition de l'ETR (Figure 5.2). En Juin 2006, à la fin de la saison du blé d'hiver à Auradé, l'assèchement de la couche évaporative de surface a accru sa résistance à l'évaporation, ce qui a entraîné de faibles valeurs d'E simulée par ICARE (E_{ICARE}) comparé à la méthode MDS (E_{MDS}) (Figure 5.2). Pour le blé d'hiver à Lamasquère en 2007, E_{ICARE} était plus faible que E_{MDS} car le modèle simulait des dépôts de rosée (E négative) que la méthode statistique ne peut reproduire. Dans le modèle ICARE-SVAT, ce phénomène apparaît en Mai 2007, correspondant à une période de faibles températures, fortes précipitations et des contenus en eau du sol élevés (Figure 5.2). Bien que ce phénomène soit plausible, son intensité semble trop forte et cela est confirmé par la légère sous-estimation de l'ETR simulé par ICARE-SVAT par rapport aux mesures (pour plus de détails voir l'Annexe 3).

Pour le blé à Lamasquère en 2007, à cause des fortes précipitations, la surface évaporative du sol modélisée par ICARE-SVAT était toujours saturée en eau. Cela a engendré des températures de surface du sol plus faible de 1.7 °C par rapport aux mesures faites à 10 cm de profondeur entre Avril et Juin, et des dépôts de rosée au lieu d'épisodes d'évaporation. De ce fait, 31% des simulations de E_{ICARE} étaient négatives entre Avril et Juin. Les différences de E estimé par ICARE-SVAT et la méthode MDS à Auradé en 2007 correspondent à une surestimation de l'E par le modèle comparé aux observations juste avant la phase de développement du tournesol, c'est-à-dire avant que des valeurs de TR ne soient observées. Les surestimations d'ETR et d'E par le modèle ICARE-SVAT par rapport aux observations et à E_{MDS} étaient très probablement dues à la surestimation de R_n par le modèle (voir Annexe 3). Globalement, la méthode MDS se révèle donc être un outil intéressant et robuste avec des incertitudes associées raisonnables pour l'estimation de la composante évaporation de l'écosystème.

2.3. Analyse des composantes du bilan d'eau

Pendant la saison de végétation, la proportion de E estimé par la méthode MDS dans ETR était d'environ un tiers et principalement fonction de l'indice foliaire (LAI) (Figure 5.3). 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.

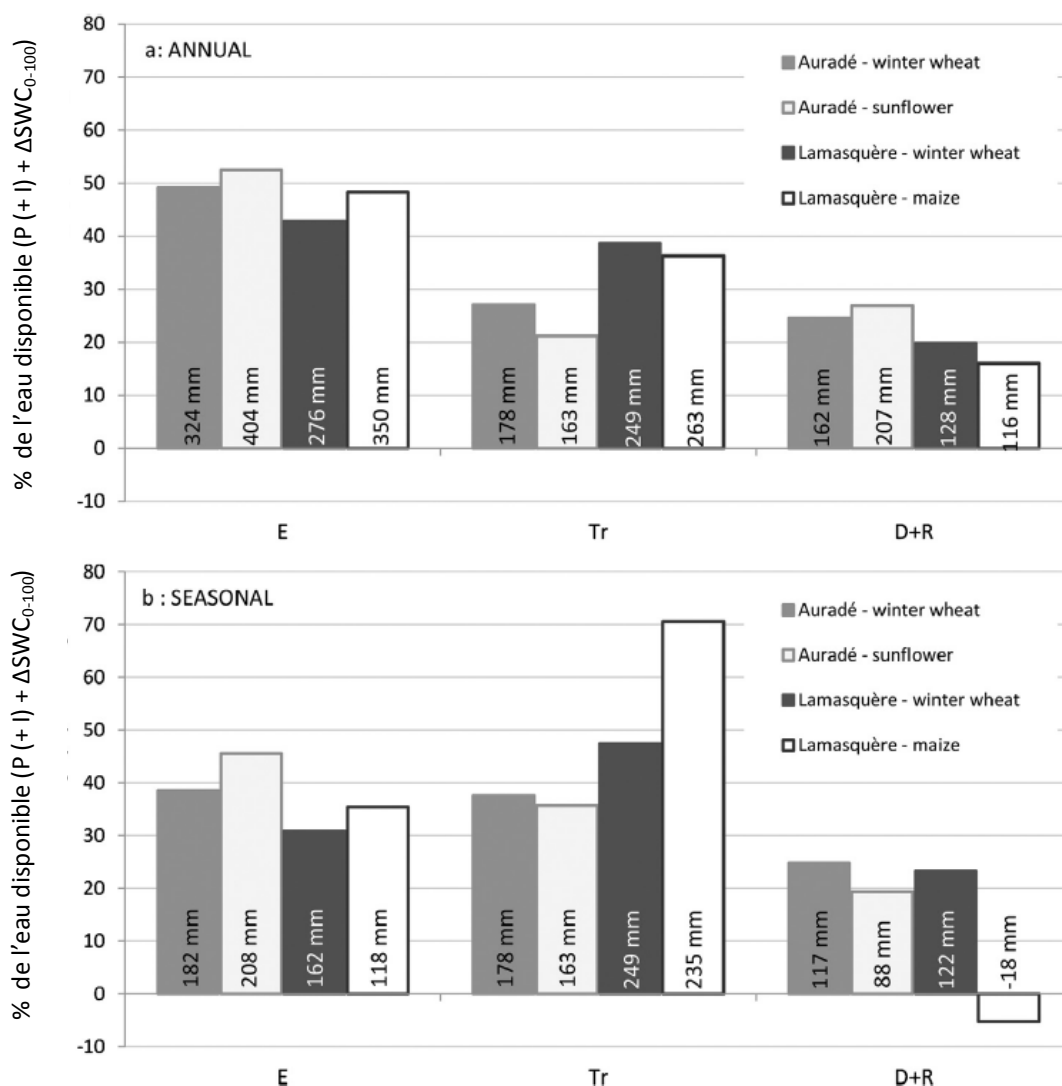


Figure 5.3: Quantification des contributions annuelles (a) et saisonnières (b) de la transpiration (Tr) et de l'évaporation (E) estimées par la méthode MDS ainsi que du drainage + ruissellement (D + R) aux pertes en eau par rapport à la ressource disponible pour les sites d'Auradé et de Lamasquère. P, I et ΔSWC_{0-100} correspondent aux pluies, irrigation et variation du contenu en eau du sol entre 0 et 100 cm de profondeur, respectivement. Les barres gris moyen, gris clair, gris foncé et blanches représentent les cultures de blé et de tournesol à Auradé en 2006 et 2007, et les cultures de blé d'hiver et de maïs à Lamasquère en 2007 et 2006.

Sur la Figure 5.3, on peut aussi voir que l'ETR représentait en moyenne sur l'année 78 % de la ressource en eau disponible ($P (+I) - \Delta SWC$). A l'échelle de la saison de croissance, ETR était très similaire pour l'ensemble des cultures, avec des valeurs comprises entre 350 et 400 mm. L'ETR représentait en moyenne 76%, 81% et 105% (diminution du contenu en eau initial du sol) de l'eau disponible pendant la saison de croissance pour le blé, le tournesol et le maïs. Cette différence entre cultures d'hiver et d'été est liée à des entrées d'eau moins importantes pour les cultures d'été durant leur phase de croissance malgré l'irrigation dans

le cas du maïs. R_n était aussi plus fort pendant l'été, ce qui a engendré de plus fortes demandes évaporatives et une consommation d'eau plus forte par le couvert.

A Auradé, les pertes dues au drainage + ruissellement représentent 26% du contenu en eau disponible contre 18% à Lamasquère (Figure 5.3), ce qui est cohérent car le site présente une légère pente. Cette pente est probablement à l'origine de plus grandes pertes par ruissellement lors d'évènements pluvieux intenses. Sur une base saisonnière, $D + R$ était important à Lamasquère en 2007 à cause des fortes pluies qui ont saturé le sol au printemps. La valeur négative de $D + R$ pour le maïs à Lamasquère est un artéfact lié aux erreurs de mesures pour P , ΔSWC_{0-100} et ETR, cela signifie que les pertes sous forme de drainage et ruissellement sont probablement faibles pour ce site.

Globalement, les valeurs absolues de E et leur contribution à ETR étaient plus fortes à Auradé qu'à Lamasquère. Ceci est sans doute lié au fait que les valeurs de LAI étaient généralement plus faibles à Auradé et donc que la part de rayonnement arrivant au sol était plus importante. Par ailleurs, les périodes de sol nu cumulées étaient plus longues à Auradé qu'à Lamasquère (338 jours contre 277 jours sur les deux années de mesures, respectivement). Les différences de proportion de E dans ETR entre l'échelle saisonnière et annuelle (Figure 5.3) étaient plus prononcées pour le maïs que pour les autres cultures à cause de la longue période de sol nu. Par contraste et comme attendu, les valeurs absolues de TR étaient les plus fortes à Lamasquère. Les plus faibles valeurs de LAI à Auradé pour le blé d'hiver et le tournesol comparées à Lamasquère expliquent probablement les plus faibles valeurs de TR . Par ailleurs, l'irrigation du maïs a augmenté les entrées d'eau dans le système et donc l'eau disponible pour TR . Sur une base annuelle, les plus longues périodes de sol nu pour les cultures d'été expliquent les plus faibles proportions de TR dans ETR en comparaison avec le blé d'hiver. La plus forte contribution de TR à l'ETR (48%) a été observée pour le blé d'hiver à Lamasquère. En effet, un hiver particulièrement doux est à l'origine des très fortes valeurs de LAI observées et ce même au tout début de la saison de croissance (Figure 5.1).

3. Conclusions

En conclusion, la méthode des fluctuations turbulentes a permis d'étudier les variations à long terme de l'ETR mais elle ne permet pas de discriminer directement les composantes E et TR . Une méthode statistique basée sur des tables de références glissantes (MDS) a donc été développée pour discriminer ces deux composantes à partir des données d'observation. Les résultats de la méthode MDS ont été comparés aux simulations du modèle double source mécaniste SVAT-ICARE calibré spécifiquement pour nos sites d'études. Les deux méthodes de partition ont montré des résultats cohérents mais le gros avantage de la méthode MDS est qu'elle ne nécessite pas de calibration et qu'elle se contente de très peu de paramètres en entrée.

Nous avons pu montrer que la partition de l'ETR en E et TR durant les périodes de végétation était principalement pilotée par la distribution du rayonnement incident entre sol et végétation, qui dépend directement de la densité de végétation et donc du LAI. La partition de l'ETR à l'échelle annuelle est principalement pilotée par la durée des périodes de sol nu mais aussi par la dynamique du LAI durant la phase de croissance du couvert que ce soit à l'échelle saisonnière ou annuelle.

Grâce à cette partition de l'ETR, nous avons mis en évidence que la contribution des différentes composantes du bilan d'eau dépend fortement de la gestion et de la variabilité du climat. E représentait près d'un tiers du bilan d'eau durant les phases de croissance de la végétation et près de la moitié à une échelle annuelle. En conséquence, des changements de pratiques agricoles pourraient permettre de réduire les pertes en eau du sol et améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau pour les cultures. Par exemple, les pertes d'eau par évaporation au niveau du sol pourraient être réduites en ayant recours à des techniques de paillage qui réduiraient les périodes de sol nu. L'emploi de couverts intermédiaires est aussi à envisager mais ils représentent néanmoins un risque car ils pourraient engendrer des pertes en eau accrues par transpiration.

Chapitre 6 : Analyse des efficacités de l'utilisation de l'eau du couvert, de l'écosystème et d'un point de vue agronomique

Ce chapitre correspond à l'article, "Crops' water use efficiencies in temperate climate: comparison of stand, ecosystem and agronomical approaches" publié en 2013 dans la revue "Agricultural and Forest Meteorology" et présenté dans son intégralité en Annexe 4. Ici seuls le contexte et les principaux résultats seront présentés. Cet article s'intéresse à l'analyse des efficacités de l'utilisation de l'eau (WUE pour Water Use Efficiency en anglais) à l'échelle de la parcelle agricole du couvert pour les parcelles expérimentales d'Auradé et de Lamasquère.

1. Contexte et méthode

Dans un contexte de changements climatiques et de limitations en eau pour l'agriculture, il est essentiel d'identifier des leviers pour améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau (WUE, pour water use efficiency en anglais) des agro-écosystèmes. Le principal objectif de cette étude est donc d'analyser et de comparer les WUE (en g C par kg H₂O) calculées selon des points de vue écophysiologiques (WUE_{plt} pour les plantes à l'échelle du couvert), environnementaux (WUE_{eco} et WUE_{NBP} pour les écosystèmes) et agronomiques (WUE_{agro}) de façon à identifier leurs déterminants et de potentiels leviers d'actions. Trois cultures différant par leurs performances, phénologies gestions et usages ont été analysées à l'échelle annuelle et pour la saison de croissance. Pour réaliser ces objectifs, des mesures de flux par fluctuations turbulentes (EC pour eddy covariance en anglais) de CO₂ et d'eau ont été réalisées sur des cultures de blé, de maïs et de tournesol sur les deux sites expérimentaux d'Auradé et de Lamasquère. La méthode de séparation des flux d'évapotranspiration en évaporation et en transpiration abordée dans la partie précédente a permis de calculer l'efficacité de l'utilisation de l'eau à l'échelle des plantes et de déterminer l'effet des paramètres environnementaux sur la transpiration de la plante et son efficacité d'utilisation de l'eau. Les WUE de l'écosystème ont ensuite été comparées et discutées, selon des points de vues environnementaux et agronomiques pour identifier les meilleures stratégies de gestion de la ressource en eau dans les agro-écosystèmes.

2. Principaux résultats

Les conditions météorologiques durant cette étude ont été présentées dans le Chapitre précédent. Il faut toutefois noter que les dynamiques de déficit en vapeur d'eau de l'air (VPD) étaient similaires sur les deux sites avec des valeurs maximales de 2.8 kPa durant l'été 2006 pendant le maximum de développement du maïs et autour de 2.2 kPa durant l'été 2007 après le maximum de développement du tournesol. Des valeurs de VPD proches de 0 kPa étaient observées durant l'hiver. Cependant en comparant les années 2005-2006 et 2006-2007, une large différence de VPD apparaît durant le printemps et l'été. Les valeurs

mensuelles de VPD étaient de 18 et 80% plus fortes durant la saison de croissance 2006 comparées à celles de 2007. Ce phénomène est en grande partie dû aux faibles précipitations du printemps 2006 par rapport à 2007 et à des conditions plus chaudes en 2006.

En conséquence, le maximum de LAI (LAI_{max}), la biomasse aérienne (ABG) et le rendement étaient plus forts à Lamasquière en 2006-2007 qu'ils ne l'étaient en 2005-2006 pour le blé. Le maïs avait cependant les plus fortes biomasses et rendements (car toute la biomasse aérienne était récoltée pour l'ensilage), et le tournesol avait les plus faibles biomasses et rendements.

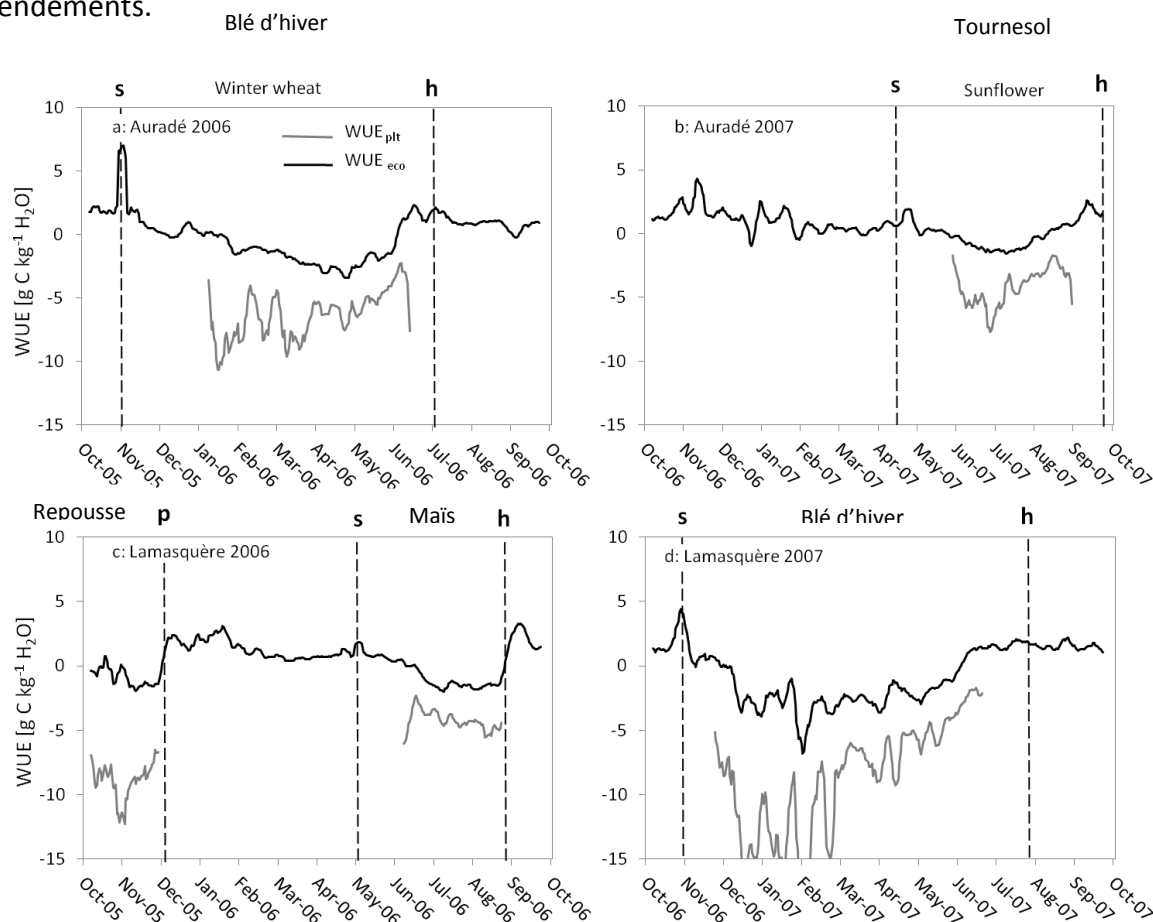


Figure 6.1 : Dynamique de la WUE de la plante (WUE_{plt}) et de l'écosystème (WUE_{eco}) pour les deux sites et les deux années de mesures. Chaque point représente la moyenne des données journalières sur une semaine (moyenne glissante). Les annotations indiquent les dates de semis (S), de récolte (H), de travail du sol (P) et le nom de l'espèce cultivée (ou les phases de repousse).

2.1. Réponses de la WUE_{eco} et de la WUE_{plt} aux variables climatiques

Les WUE_{eco} et WUE_{plt} ont été analysées au pas de temps journalier pour comparer les efficacités du couvert et de l'écosystème en réponse à la variabilité climatique (Figure 6.1) et pour pouvoir analyser les différences saisonnières et annuelles moyennes en terme de WUE (Table 2). Pour tous les sites et années, la WUE_{eco} était fortement corrélée avec la dynamique de croissance des cultures, avec des valeurs de WUE_{eco} négatives correspondant

à des fixations nettes de CO_2 par l'écosystème par quantité d'eau consommée ($E + \text{TR}$). Les valeurs absolues de WUE_{eco} augmentaient du semis jusqu'au LAI_{max} puis décroissaient jusqu'à la récolte (Figure 6.1). Les valeurs absolues de WUE_{plt} étaient plus fortes que la WUE_{eco} puisque la WUE_{plt} ne prend pas en compte les pertes en CO_2 et en eau via la respiration de l'écosystème et l'évaporation, respectivement. La WUE_{plt} suivait la dynamique globale de la WUE_{eco} mais avec une variabilité journalière plus élevée.

Pour la WUE_{eco} et WUE_{plt} , la sénescence engendrait une réduction en valeur absolue de la WUE à cause des diminutions de capacité photosynthétiques, alors que TR qui était estimée avec la méthode de partition MDS restait élevée (voir Chapitre précédent). En effet, il semble réaliste que durant la sénescence, TR reste élevé à cause des fortes transpirations cuticulaires et de l'assèchement général de la plante. A un pas de temps annuel, la transpiration représentait 29 à 48% de l'ETR (pour le tournesol et le blé d'hiver, respectivement) (Table 2). Durant la saison de croissance, la transpiration représentait 44 à 67% de l'ETR pour le tournesol et le maïs, respectivement. Les valeurs de WUE_{plt} et WUE_{eco} étaient globalement plus fortes pour le blé que pour les cultures d'été et elles étaient plus fortes à Lamasquère en 2006-2007 par rapport à Auradé en 2005-2006 à cause de l'hiver très doux de 2006-2007 qui a généré un développement précoce. Ce développement précoce s'est accompagné de flux d'assimilation par photosynthèse significatifs accompagnés de faibles flux d'eau à cause des faibles intensités de rayonnement et des faibles valeurs de VPD .

Les deux cultures d'été avaient des WUE_{eco} comparables. Cependant, le maïs ayant été récolté encore vert, une chute soudaine en valeur absolue de WUE_{eco} a été observée à la fin de la période de croissance du maïs à cause de l'arrêt brutal de la photosynthèse. Des valeurs comparables de WUE_{plt} étaient observées pour le maïs et le tournesol malgré des valeurs de LAI plus faibles pour le tournesol et un métabolisme photosynthétique plus efficient pour le maïs. Comme discuté plus en détail dans l'article, la surprenante similarité de ces valeurs est probablement due à des conditions météorologiques contrastées (faibles précipitations, plus fortes température et valeurs de VPD en 2006) entre les deux saisons de croissances en 2006 et 2007. Les différences constatées de VPD ont pu affecter notablement les WUE_{plt} . A noter, l'augmentation de WUE_{plt} pour le maïs à la fin de la saison de croissance est dû à un artéfact d'interpolation du LAI .

Les comparaisons de WUE_{plt} avec le reste de la littérature a été difficile car la plupart des études ont été menées à des échelles foliaires et celles basées sur des mesures effectuées par fluctuations turbulentes ont considéré que le terme E était négligeable, bien que nous ayons montré dans le Chapitre précédent que ce n'était pas le cas.

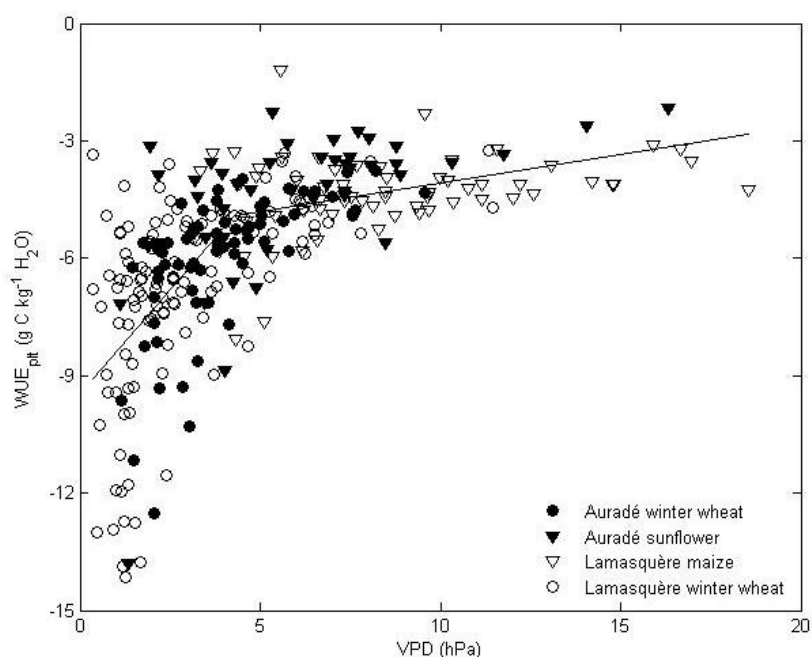


Figure 6.2 : Relation entre les WUE_{plt} journalières et le VPD. Seules les journées correspondant à des LAI > 1 ont été sélectionnées. Les cercles vides et pleins correspondent au blé d'hiver à Lamasquère et Auradé, les triangles vides correspondent au maïs à Lamasquère et les triangles pleins correspondent au tournesol à Auradé.

La WUE_{plt} était principalement corrélée au VPD (Figure 6.2). La relation entre le VPD et la WUE_{plt} était hyperbolique et elle apparaît aussi très clairement avec les données semi horaires pour chaque culture (voir Figure 4 en Annexe 4). De 0 kPa à 0.4 kPa, la WUE_{plt} augmentait, puis elle atteignait une valeur seuil autour de 1 kPa. Ces observations peuvent s'expliquer de deux manières. Tout d'abord, les faibles valeurs de VPD peuvent correspondre à de faibles valeurs de température qui réduisent la respiration de la plante et à des conditions de rayonnement diffus qui à l'échelle de la canopée accroissent l'efficacité d'utilisation de la lumière pour la photosynthèse (voir Chapitre 3) et limitent la transpiration. Nos données ont confirmé cette hypothèse (voir Annexe 4). Deuxièmement, en considérant le classique ratio constant entre la conductance stomatique pour l'eau et le CO_2 à l'échelle de la feuille, nous aurions pu nous attendre à ce que la relation entre WUE_{plt} et VPD soit linéaire et de ce fait la WUE_{plt} aurait dû être stable pour des conditions stables de rayonnement et de température. Cependant, si l'on prend en compte l'existence de la transpiration cuticulaire cette relation ne devrait plus être linéaire et les valeurs absolues de WUE_{plt} à l'échelle de la feuille devraient décroître avec des valeurs croissantes de VPD comme nous l'avons observé. Ainsi, la fermeture stomatique engendrée par les fortes valeurs de VPD pourrait affecter plus fortement la photosynthèse que la transpiration car la transpiration cuticulaire qui peut être significative dans le cas des cultures n'est pas affectée par la fermeture stomatique.

2.2. Les efficacités d'utilisation de l'eau aux échelles saisonnières et annuelles

Les WUEs définies dans cette étude fournissent différentes informations avec des significations différentes. La Table 2 résume les différentes WUEs calculées à l'échelle de la saison de croissance et à l'échelle annuelle.

Table 2 : Efficacités d'utilisation de l'eau (WUE) à Auradé et Lamasquère, calculées à l'échelle de la saison de croissance (du semis à la récolte) pour chaque culture et à l'échelle annuelle entre Octobre 2005 et Octobre 2006 et entre Octobre 2006 et Octobre 2007.

	WUE_{plt} (GEP/TR) [g C Kg ⁻¹ H ₂ O]	$WUE_{\text{plt_norm}}$ [(GEP/TR)/LAI] [g C Kg ⁻¹ H ₂ O m ² m ⁻²]	$IWUE_{\text{plt}}$ (GEP.VPD/TR) [g C kPa 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_{yield} (Yield/ETR) [g C Kg ⁻¹ H ₂ O]	[g DM Kg ⁻¹ H ₂ O]
Auradé								
winter wheat	-5.5	-5.3	-3.62	-1.3		1.4	3.1	0.8
sunflowers	-3.7	-3.4	-3.85	-0.4		0.9	1.9	0.3
2005-2006				-0.7	-0.1	1.0	2.3	0.6
2006-2007				0.1	0.2	0.6	1.2	0.2
Lamasquère								
maize	-4.1	-3.8	-5.45	-1.0		2.3	5.0	2.3
winter wheat	-5.6	-4.8	-2.78	-1.3		1.5	3.2	1.0
2005-2006				-0.3	0.6	1.3	2.9	1.3
2006-2007				-0.7	-0.3	1.2	2.5	0.7

2.2.1. Performance de la plante à l'échelle du couvert

Tout d'abord, la WUE_{plt} calculée à l'échelle de la saison de croissance (pour des LAI > 0.2) donne une information sur la performance globale de la plante à l'échelle du couvert directement. Cette WUE pour les deux années de blé donnait des valeurs très similaires et supérieures à celles des cultures d'été (de 41% en moyenne). Même une normalisation de la WUE par le LAI maintenait des valeurs de WUE_{plt} plus faibles pour les cultures d'été. Pour celles-ci, et malgré des longueurs de saison de végétation différentes, le maïs avait des WUE_{plt} supérieures au tournesol dont le LAI était plus faible.

Comme montré dans la Figure 6.2, le VPD est un important facteur contrôlant la WUE_{plt} . Pour s'affranchir de cet effet, les WUE_{plt} ont été normalisées par le VPD pour l'ensemble des cultures ($IWUE_{\text{plt}}$). Les résultats ont montré que le maïs avait les plus fortes $IWUE_{\text{plt}}$ et que le blé de Lamasquère avait les plus faibles (une conséquence des très faibles VPD durant le développement du blé cette année là). Les fortes valeurs de $IWUE_{\text{plt}}$ pour le maïs peuvent s'expliquer par le fait que cette plante a un métabolisme de type C4 qui est connu pour sa grande efficacité à assimiler du CO₂ tout en préservant les ressources hydriques de la plante par rapport aux espèces de type C3.

2.2.2. Performance des plantes en matière de WUE à l'échelle de l'écosystème

2.2.2.1. WUE_{eco}

Les WUE_{eco} (NEE/ETR) donnent une information concernant la capacité globale de l'écosystème à fixer du CO_2 par unité d'eau consommée. Durant la saison de croissance, les valeurs absolues de WUE_{eco} pour le blé étaient plus fortes que celles des cultures d'été tout comme pour les WUE_{plt} (Table 2). Une différence concernant les WUE_{eco} (non observée avec les WUE_{plt}) apparaît entre le maïs et le tournesol avec des valeurs supérieures pour le maïs. Cette différence est probablement due aux écarts de LAI qui engendraient de plus faibles valeurs de NEE et des proportions de E plus importantes pour le tournesol comparé au maïs (56% et 33%, respectivement).

Globalement, à l'échelle annuelle, les valeurs absolues de WUE_{eco} étaient plus faibles pour toutes les cultures qu'à l'échelle saisonnière car les périodes de sol nu engendraient plus de pertes d'eau via l'évaporation et de CO_2 via la respiration hétérotophe qui n'était compensée par aucune activité photosynthétique. Cet effet était encore plus marqué pour les cultures d'été à cause des longues périodes de sol nu précédant la culture.

Sur les deux pas de temps, annuel et saisonnier, la WUE_{eco} était similaire pour le blé des deux sites. Globalement, le blé avait une plus forte valeur absolue de WUE_{eco} que les cultures d'été et la WUE_{eco} du tournesol était positive car la respiration de l'écosystème dépassait la fixation de CO_2 par photosynthèse au pas de temps annuel. Celui-ci perdait 0.1 g de C par kg H_2O durant l'année (Table 2).

2.2.2.2 WUE_{NBP}

Même si les cultures ont globalement une bonne WUE_{eco} , une utilisation intensive de la biomasse peut contrecarrer leur capacité propre à fixer du carbone. La WUE_{NBP} prend en compte les apports de C sous forme d'engrais organiques et de graines et les exports au moment de la récolte (Table 2). Cela engendre dans tous les cas une plus faible WUE que la WUE_{eco} et ce même à Lamasquère qui recevait des apports d'engrais organique puisque le maïs était utilisé pour l'ensilage et que les pailles de blé étaient exportées pour le paillage des étables. De ce fait, la WUE_{NBP} à Lamasquère en 2005-2006 était la plus mauvaise.

En ce qui concerne les deux cultures d'été, la WUE_{NBP} était positive signifiant que la parcelle perdait de l'eau et du carbone. Pour le blé, la WUE_{NBP} était dans les deux cas négative, et bien que les WUE_{eco} et WUE_{plt} furent égales sur les deux sites, la WUE_{NBP} était plus grande à Lamasquère qu'à Auradé grâce à la fertilisation organique, aux fortes valeurs de NEE permises par un hiver doux en 2006-2007 et malgré les plus fortes exportations de biomasse à la récolte.

2.2.3. Performances des cultures d'un point de vue agronomique

Les valeurs de WUE_{agro} étaient toujours positives puisque la production était toujours considérée comme exportable ou commercialisable à l'extérieur de la parcelle. Globalement les WUE_{agro} (WUE_{AGB} et WUE_{yield}) étaient plus fortes à Lamasquère qu'à Auradé que ce soit à l'échelle annuelle ou saisonnière. Cette différence par rapport à Auradé était particulièrement marquée puisque sur ce site seul le grain est exporté alors qu'à Lamasquère, la quasi-totalité de la biomasse aérienne est exportée. Comme attendu le maïs ensilage avait les plus fortes valeurs de WUE_{AGB} et de WUE_{yield} , alors que le tournesol avait les plus faibles. Les grandes efficacités du maïs étaient la conséquence de fortes productions aériennes de biomasse et de leur majeure exportation et inversement pour le tournesol.

La réduction de WUE_{agro} considérée à un pas de temps annuel était plus forte pour les cultures d'été que pour les cultures d'hiver à cause des longues périodes de sol nu précédant les cultures d'été. Les valeurs de WUE_{yield} étaient similaires aux valeurs trouvées dans la littérature.

2.3. Comparaison des performances environnementales et agronomiques

Au cours du siècle précédent, les recherches agro-environnementales ont visé à améliorer les WUE_{yield} afin d'accroître la productivité et la rentabilité des systèmes de cultures en réponse à une demande croissante en nourriture et à une augmentation de la population mondiale. Cependant, dans un contexte de changements climatiques et de limitation de la ressource en eau, maintenir la production de nourriture et réduire les impacts environnementaux de l'agriculture sont devenus de nouveaux challenges. Or, les approches environnementales et agronomiques de la WUE ne sont pas nécessairement compatibles.

Dans cette étude, le blé à Auradé avait à la fois de meilleures WUE_{yield} et WUE_{NBP} comparées au tournesol. Le maïs utilisé pour l'ensilage avait la meilleure WUE_{yield} comparé aux autres cultures à cause des fortes biomasses exportées, mais pour les mêmes raisons sa WUE_{NBP} était la plus mauvaise, associée à un appauvrissement du sol en C. De plus le maïs avait la plus grande demande en eau (ETR). Ces résultats contrastés montrent que le choix du système de production et de la rotation de culture a de forts impacts sur la consommation en eau, mais bien sûr, les systèmes de productions sont pilotés par nos habitudes alimentaires.

Finalement, les approches agronomiques et environnementales de la WUE devraient être considérées conjointement à l'avenir pour permettre une agriculture durable. Ainsi identifier les leviers d'amélioration des différents termes rentrant en ligne de compte dans le calcul des différents indicateurs de WUE devrait être considéré dans cette perspective. Quelques pistes à explorer concernant l'amélioration des indices de culture (ratio entre le rendement en grain et la production de biomasse aérienne), la réduction de l'évaporation via le paillage

des parcelles ou la sélection variétale permettant une couverture rapide des sols ou la sélection de plantes ayant une meilleure WUE_{plt} , ce qui bénéficierait à la fois aux WUE agronomiques et environnementales. Une façon d'atteindre cet objectif est de sélectionner des variétés de cultures d'été à développement précoce afin de limiter TR en évitant les plus fortes conditions de VPD et de températures estivales.

Notre étude a aussi montré que les WUE_{eco} et WUE_{NBP} pouvaient être améliorées en limitant les périodes de sol nu et en augmentant la fixation nette de CO_2 en ayant recours par exemple à l'utilisation de couverts intermédiaires. Bien évidemment il faudra veiller à ce que ce type de pratique n'engendre pas d'augmentation forte de TR qui entraînerait une diminution de la ressource en eau du sol, notamment pour la culture suivante. Enfin, ces différentes options devront être aussi considérées d'un point de vue économique, faisabilité technique et acceptabilité sociétale.

3. Conclusions

Nous avons montré grâce à cette étude que la gestion a des effets directs (durée des périodes de sol nu) et probablement indirects (via la structure du couvert, l'enracinement...) sur les pertes en eau du sol et sur la WUE qui est fortement influencée par le climat. En fonction des objectifs et des points de vues adoptés (agronomiques, environnementaux), la WUE des cultures peut afficher des résultats opposés. Les WUE s spécifiques aux cultures comme la WUE_{plt} à l'échelle du peuplement, à l'échelle de la parcelle (WUE_{eco} et WUE_{NBP}) et les WUE agronomiques (WUE_{AGB} et WUE_{yield}) ont été analysées à des échelles allant de la journée à l'année pour discriminer les effets sites, couvert, climat et gestion sur les différentes efficacités de l'utilisation de l'eau. Ces analyses nous ont permis d'identifier quelques pistes à explorer dans une optique d'agriculture durable alliant préservation de la matière organique des sols, maîtrise de la ressource en eau et maintien de la productivité des systèmes cultivés. Bien évidemment ces pistes devront être envisagées dans la perspective des changements de conditions climatiques régionales qui pourraient tendre, par exemple dans la région où s'est déroulée cette étude, vers des étés plus chauds et plus secs. Dans ce cas, l'importance d'améliorer l'efficacité d'utilisation de l'eau et du CO_2 par les cultures deviendrait d'autant plus cruciale.

Chapitre 7 : Estimation des biomasses de maïs et de tournesol dans le Sud Ouest de la France par l'utilisation de données de télédétection à haute résolution spatiale et temporelle

Ce chapitre correspond à l'article, " Maize and sunflower biomass estimation in southwest France using high spatial and temporal resolution remote sensing data" publié en 2012 dans la revue " Remote Sensing of Environment" et présenté dans son intégralité en Annexe 5. Ici seuls le contexte et les principaux résultats seront présentés. Cet article s'intéresse à l'estimation spatialisée des biomasses et rendements du maïs et du tournesol sur la zone d'étude du Chantier Sud Ouest via l'utilisation combinée du modèle SAFY et de données satellites optiques Formosat-2 à hautes résolutions spatiales et temporelles. L'estimation spatialisée des biomasses et rendements des cultures constitue une première étape indispensable à l'analyse spatialisée des bilans C et GES des cultures.

1. Contexte et méthode

La récente disponibilité en données de télédétection à haute fréquence spatiale et temporelle (Formosat-2, et les futures missions Venùs et Sentinel-2) offrent une nouvelle opportunité pour le suivi des cultures qui sont caractérisées par des parcelles de petites tailles avec une dynamique d'évolution très rapide de la végétation. Dans ce contexte, nous avons exploré les perspectives offertes par le couplage d'un modèle agro-météorologique simple pour l'étude des rendements (le modèle SAFY, pour Simple Algorithm for Yield Estimate) avec des données satellitales Formosat-2 pour estimer la production des cultures sur de larges étendues. Avec un faible nombre de paramètres en entrée, le modèle SAFY permet de simuler des séries temporelles d'indices verts de végétation (GAI, pour Green Area Index) et de biomasse aérienne (DAM, pour Dry Aboveground Biomass). Entre 2006 et 2009, 95 images Formosat-2 (8 m de résolution, revisite de 1 jour, angle de visée quasi constant) ont été acquises sur une zone de 24x24 km² au sud-ouest de Toulouse. Cette étude s'est focalisée sur trois principales cultures d'été de la zone : le maïs grain irrigué et ensilage et le tournesol.

Des séries temporelles de cartes de GAI ont été produites à partir de séries temporelles de NDVI (Normalised Difference Vegetation Index) issues de Formosat-2 puis utilisées pour calibrer les six paramètres principaux du modèle SAFY. Quatre de ces paramètres (partition de biomasse aux feuilles (Pla et Plb) et paramètres de fonction de sénescence (Stt et Rs)) ont été calibrés pour chaque type de culture à partir du dense jeu de données d'images de 2006. Les valeurs obtenues pour ces paramètres étaient cohérentes avec les données d'observation *in situ* et les valeurs de la littérature. Deux des principaux paramètres du modèle SAFY (jour d'émergence des cultures et efficience d'utilisation de la lumière effective, ELUE) ont été calibrés pour chaque parcelle car leurs caractéristiques peuvent différer en fonction des pratiques de gestion.

2. Principaux résultats

2.1. Paramètres spécifiques aux cultures

La Figure 7.1 illustre la distribution des paramètres spécifiques aux cultures (Pla, Plb, Stt et Rs) pour le maïs (grain: M et ensilage: SM) et pour le tournesol (SF) sur la 1^{ère} phase de calibration du modèle opérée sur 5721 segments homogènes de cultures à partir des images Formosat-2 de 2006. Leur distributions apparaît très étalée et comme précédemment suggéré par Duchemin et al. (2008), une partie de cet étalement est dû à des compensations entre paramètres se produisant lors de la phase de minimisation. Les paramètres sont plus étalés pour le tournesol que pour le maïs, probablement car le tournesol qui n'est pas irrigué est beaucoup plus sensible à la distribution spatiale des pluies et aux variations spatiales de contenu en eau du sol que le maïs. De ce fait, les séries temporelles de GAI issues des données Formosat-2 révèlent une plus grande variabilité. Nos résultats démontrent que d'importantes informations peuvent être déduites de la distribution des paramètres du modèle spécifiques aux cultures :

(i) La biomasse aérienne sèche allouée aux feuilles au moment de l'émergence des cultures (1-Pla) était de 65% pour le maïs grain, de 66% pour le maïs ensilage et de 84% pour le tournesol (Figure 7.1). Ces valeurs sont cohérentes avec les mesures destructives réalisées sur les parcelles expérimentales de Lamasquère (75% pour le maïs en 2006) et d'Auradé (83% pour le tournesol en 2007).

(ii) Il n'y avait pas de différence significative observée entre les paramètres du maïs grain et du maïs ensilage, exception faite du taux de sénescence (Rs) qui était approximativement 15 fois plus grand pour le maïs ensilage car sa récolte survient brutalement alors qu'il est encore vert.

(iii) La sénescence a commencé plus tôt pour le tournesol que pour le maïs. En effet, la limite de température cumulée nécessaire pour amorcer la sénescence (Stt) était 70% plus basse pour le tournesol que pour le maïs.

2.2. Paramètres spécifiques aux parcelles

Les fonctions de distributions cumulées (CDF, pour Cumulated Distribution Function) de ELUE et de dates d'émergence (D0) estimées pour le tournesol et le maïs dans la zone d'étude du satellite Formosat-2 sont présentées dans la Figure 7.2 (a à d). Les nombres de segments homogènes (HU, pour Homogeneous Units) utilisés pour calculer les distributions cumulées sont indiqués sur la figure. Les distributions cumulées de maximum de GAI (GAI_{max}), de pluie et de facteur de stress à la température sont aussi montrées sur les Figures 7.2 e à j. Les pluies étaient cumulées entre le 30^{ème} jour précédent l'émergence et la sénescence. Le facteur de stress à la température correspond à la moyenne de la fonction FT (voir Appendice A de l'Annexe 5) entre le jour d'émergence et la sénescence.

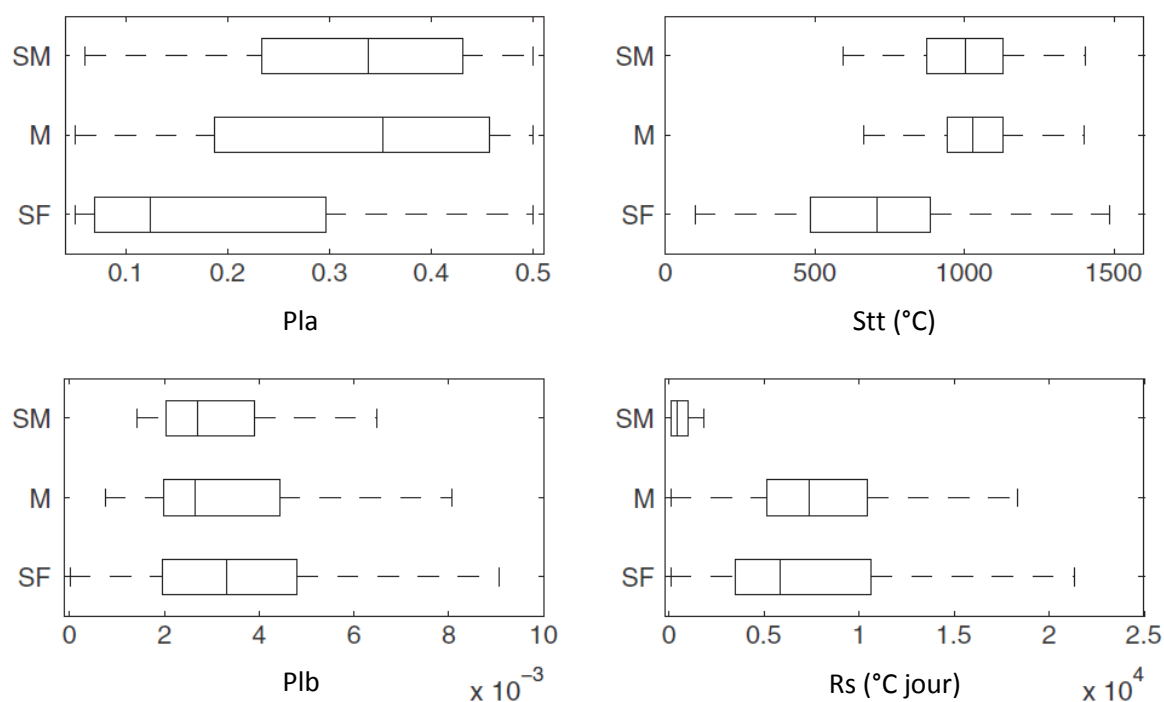


Figure 7.1 : Distributions des paramètres de cultures pour le maïs (grain: M et ensilage: SM) et pour le tournesol (SF) issus de la 1ère phase de calibration du modèle effectuée sur 5721 segments homogènes de cultures à partir du jeu de données 2006 Formosat-2 (1980 segments pour le maïs grain, 97 pour le maïs ensilage et 3644 pour le tournesol). Les plus faibles et plus grands quartiles ainsi que les valeurs médianes sont présentés. Les moustaches (lignes qui s’étendent de part et d’autres des boîtes) montrent l’étendue du reste du jeu de données.

Les valeurs estimées d’efficacité d’utilisation de la lumière effective (ELUE) ont mis en évidence des différences de comportement entre plantes C4 (maïs) et C3 (tournesol) qui étaient liées à la diminution des taux de photosynthèse en lien avec le stress hydrique plus marqué chez les C3. Les valeurs médianes de ELUE moyennées sur les quatre années étaient de 3.3 g.MJ^{-1} pour le maïs et de 2.0 g.MJ^{-1} pour le tournesol.

Les valeurs de ELUE pour le tournesol ont augmenté entre 2006 et 2008 suivant l’augmentation de $GAI_{\max}$ (Figure 7.2f). Une corrélation positive similaire a été observée entre la valeur médiane de cumuls de pluies (Figure 7.2g) et $GAI_{\max}$. Ceci révèle que le déficit de pluies, engendrant un stress hydrique, a diminué les valeurs de $GAI_{\max}$ et par conséquent les valeurs de ELUE. A l’inverse, les variations inter-annuelles de $GAI_{\max}$ et de ELUE pour le maïs n’étaient pas corrélées aux pluies. Cela est cohérent avec le fait que le maïs est irrigué pour éviter les stress hydriques. Les valeurs de $GAI_{\max}$ du maïs sont en fait mieux corrélées au facteur de stress de température (Figure 7.2i). Deux groupes de données ressortent de cette analyse : les maïs de 2006/2009 (fortes valeurs FT et forts $GAI_{\max}$) et les maïs de 2007/2008 (faibles valeurs FT et faibles $GAI_{\max}$). En 2009, les valeurs de $GAI_{\max}$ (Figure 7.2e) étaient similaires à celles de 2006 malgré des températures plus faibles provoquant des facteurs de stress à la température plus élevés (Figure 7.2i). Cependant, les valeurs de ELUE étaient plus fortes en 2009. En effet, comme les valeurs de GAI étaient similaires en 2009 et 2006, les procédures de calibrations ont engendré des valeurs de ELUE plus fortes en 2009

(Figure 7.2a) pour compenser le facteur température limitant. La même tendance a été observée lorsque l'on compare 2007 et 2008. Ces résultats révèlent que : (i) le GAI_{max} et la ELUE sont de bons indicateurs du stress hydrique pour le tournesol qui n'est pas irrigué ; (ii) que la combinaison $ELUE/GAI_{max}$ semble être un bon indicateur des stress liés à la température pour le maïs irrigué.

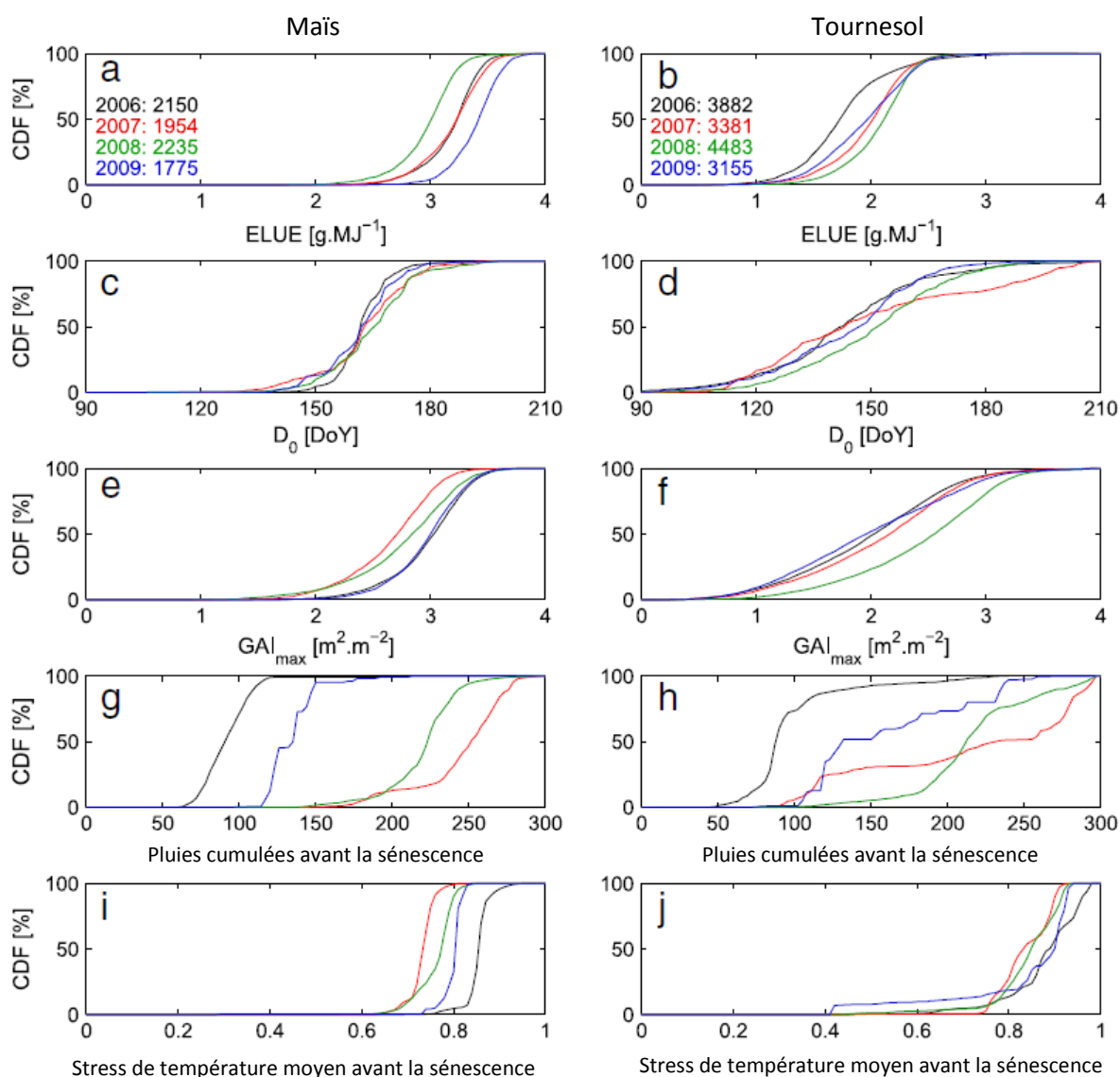


Figure 7.2 : Fonctions de distributions cumulées (CDF, pour Cumulative distribution fonction) de ELUE (a et b), de D0 (c et d) et de maximum de GAI (GAI_{max} , e et f) simulées pour le maïs (colonne de gauche) et pour le tournesol (colonne de droite) en 2006 (noir), 2007 (rouge), 2008 (vert) et 2009 (bleu) sur la zone d'étude Formosat-2. La moyenne du stress de température (i et j) était cumulée entre le jour d'émergence et le début de la phase de sénescence. Le nombre de données utilisé est montré en a et b.

Les dates d'émergence (D0) étaient aussi significativement différentes pour le maïs (Figure 7.2c) et pour le tournesol (Figure 7.2d). Pour le maïs, la valeur médiane était stable au cours des ans et proche de 164 (13 Juin). L'émergence des cultures survenait toujours dans un laps de temps limité : chaque année, 90% des D0 se situaient dans une fourchette de ± 15 jours

autour de la valeur médiane. Pour le tournesol, D0 était toujours plus variable et 90% des valeurs de D0 étaient comprises dans une fourchette de ± 45 jours autour de la valeur médiane de l'année considérée. Cela est cohérent avec les modes de gestion puisque le maïs est irrigué contrairement au tournesol. De ce fait, le tournesol est bien plus sensible à l'occurrence des pluies et aux propriétés de sol qui engendrent de fortes variabilités spatiales et temporelles de levée.

2.3. Evaluation des simulations de séries temporelles de GAI et de DAM à l'échelle parcellaire

Une évaluation quantitative du modèle a été réalisée en comparant les biomasses sèches aériennes (DAM) simulées avec SAFY avec les mesures effectuées sur le terrain (voir détails en Annexe 5). Le modèle a été calibré en utilisant les séries temporelles de GAI obtenues à partir des données Formosat-2 correspondant aux pixels d'échantillonnage terrain de biomasse (pouvant être des transects, des ESUs ou des parcelles entières).

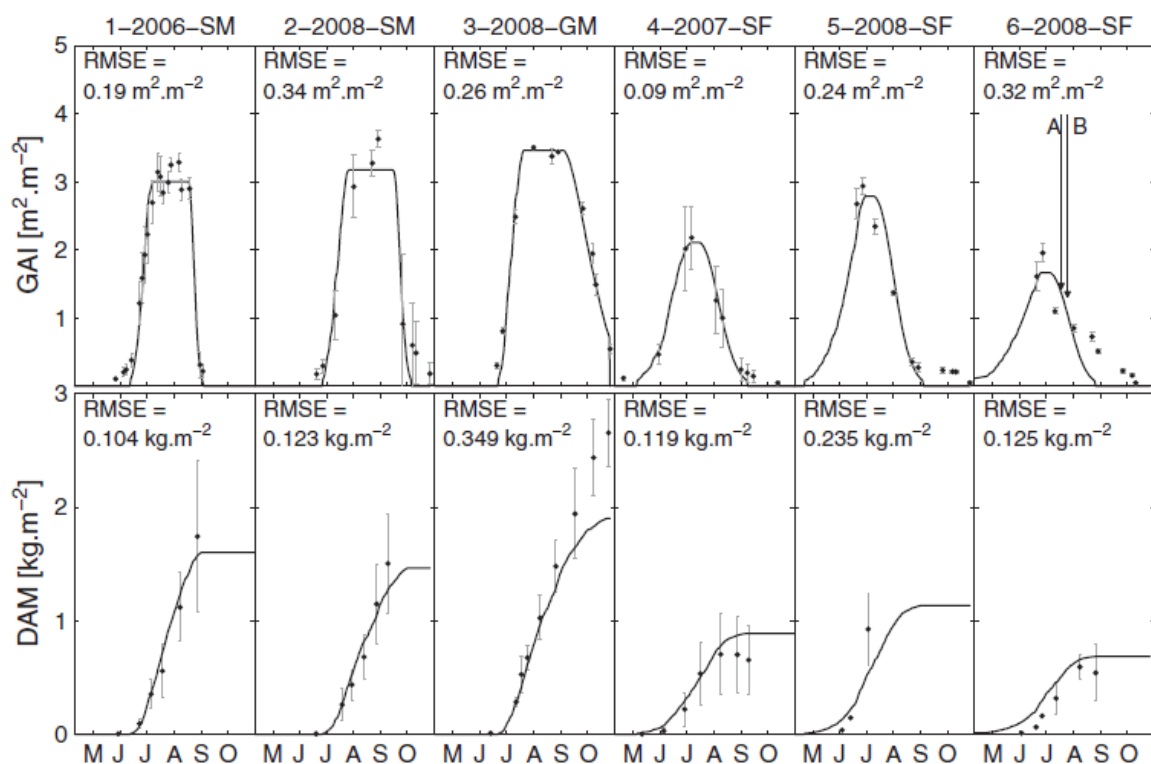


Figure 7.3 : Indice de végétation vert (GAI) et biomasse aérienne sèche (DAM) simulés (lignes) et mesurés (points) sur 6 parcelles expérimentales pour la période 2006-2008. Les types de cultures M, SM et SF correspondent au maïs grain, au maïs ensilage et au tournesol. Les barres d'erreur sur le GAI et le DAM correspondent aux écarts types calculés à partir des pixels (pour les GAI) et les mesures destructives de biomasse (DAM) obtenues le long de transects (cas 1, 2 et 4) ou d'unités d'échantillonnages élémentaires (ESU, pour Elementary Sampling Units voir Annexe 5) (cas 3, 5 et 6).

Les séries temporelles de GAI issues de Formosat-2 (GAI_{F2}) et des échantillonnages de biomasse terrain effectués entre 2006 et 2008 sont présentées sur la Figure 7.3. L'analyse des simulations de GAI par SAFY confirme que le modèle était capable de reproduire la large gamme des GAI observés par satellite. La variabilité de GAI était liée à des différences phénologiques, de gestion ou de type de culture. Les valeurs maximales de GAI_{F2} pour le maïs étaient relativement faibles (autour de $3.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$), ce qui est cohérent puisque les valeurs de GAI effectif (obtenu par analyse d'image) sont connues pour être plus faibles que les GAI obtenus par méthodes destructives (jusqu'à 30% pour le maïs et 16 % pour le tournesol, Demarez et al., 2008). L'augmentation du GAI simulé par SAFY durant la phase de croissance foliaire était correctement reproduite pour l'ensemble des cultures. La différence de longueur de saison de croissance entre le maïs et le tournesol était aussi correctement reproduite par le modèle. Enfin la décroissance du GAI pendant la phase de sénescence était correctement simulée pour l'ensemble des cultures excepté pour le tournesol de 2008 (Figure 7.3, cas 6) : en effet la chute brutale de GAI observée n'était pas reproduite par le modèle. Cette chute de GAI observé est en réalité un artéfact car durant cette période, le NDVI et le GAI ont chuté à cause de la floraison du tournesol.

Les dynamiques temporelles de DAM étaient correctement reproduites dans la plupart des cas et la plupart des valeurs simulées se situaient dans la moyenne plus ou moins l'écart type des mesures terrain. Quelques divergences ont toutefois pu être notées :

(i) En 2008, la DAM maximale produite par le maïs (Figure 7.3, cas 3) était sous-estimée d'environ 29%. Cet écart peut s'expliquer par une non prise en compte d'une augmentation de l'efficacité d'utilisation de la lumière (LUE) allouée aux parties aériennes à la fin du cycle de végétation, à cause d'un arrêt de la croissance racinaire. A l'inverse, la LUE simulée ($FT \times ELUE$) diminuait à partir de Septembre puisque la température diminuait, suggérant que FT était surestimé. En supprimant FT du calcul de LUE, la DAM n'aurait été sous-estimée que de 17%.

(ii) Contrairement au maïs, les valeurs maximales de DAM simulées pour le tournesol (Figure 7.3, cas 4 et 6) étaient surestimées. Malheureusement la biomasse aérienne n'a pu être mesurée pour le cas 5. De récents travaux par Lecoœur et al (2011) effectués sur des variétés similaires de tournesol, ont montré que la ELUE décroît à partir de la phase de floraison, probablement en faveur d'une production de lipides qui sont gourmands énergétiquement. La légère diminution de DAM observée avant la sénescence pour les données terrain est due à des erreurs de mesures (non prélèvement des feuilles sénescentes au sol).

La comparaison globale entre DAM mesurée et simulée entre 2006 et 2009 est présentée sur la Figure 7.4 (voir aussi Table 3 de l'Annexe 5). Il y a un bon accord entre simulations et mesures terrain, avec une forte corrélation ($r^2=0.92$, $p\text{-value}<0.001$), très peu de biais (-0.02 kg.m^{-2}) et une erreur (RMSE) de 0.21 kg.m^{-2} . La corrélation était plus forte pour le maïs ensilage ($r^2=0.96$; $RRMSE=11\%$) que pour le maïs grain ($r^2=0.86$; $RRMSE=26\%$) et pour le tournesol ($r^2=0.78$; $RRMSE=39\%$). La précision globale des simulations ($RRMSE=28\%$) était

satisfaisante considérant que les paramètres les plus sensibles du modèles n'étaient calibrés qu'avec les données de télédétection. Cette précision était comparable aux autres études utilisant des modèles plus complexes et de larges jeux de données *in situ* : 14% et 32 % pour le maïs avec les modèles SWATRER et CERES (Xevi et al. 1996), 16 % avec STICS (Brisson et al., 2002) et 23% avec EPIC (Cabelguenne et al., 1999). Une précision de 21% a été obtenue pour le tournesol avec EPIC (Cabelguenne et al., 1999).

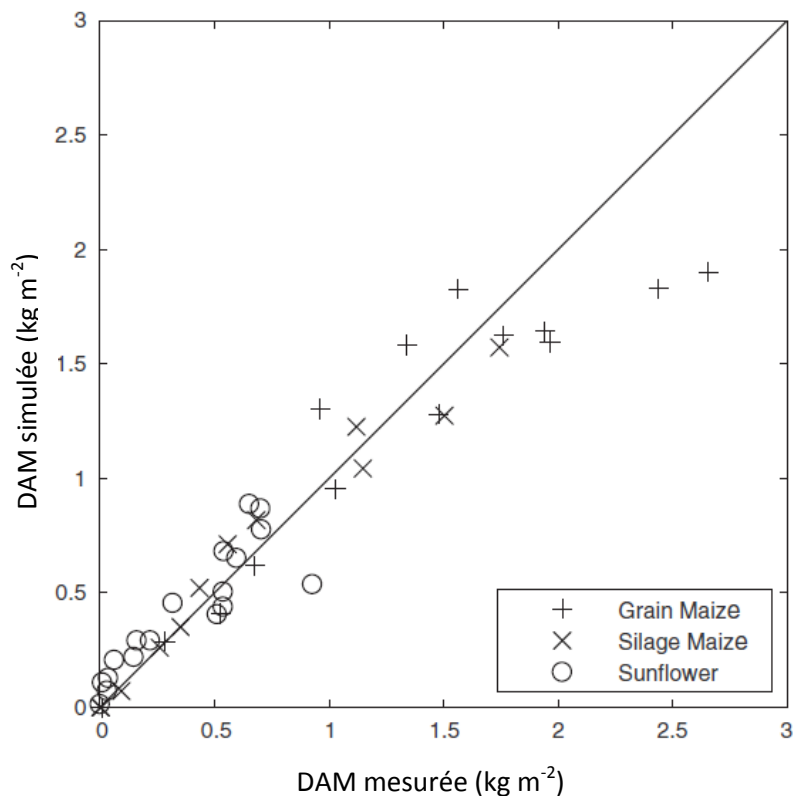


Figure 7.4 : Comparaison entre les simulations et les mesures de biomasse aérienne sèche (DAM) pour l'ensemble des données expérimentales entre 2006 et 2009. Les symboles +, × et o correspondent au maïs grain, ensilage et au tournesol.

Le modèle SAFY a aussi été utilisé pour simuler les rendements sur les parcelles pour lesquelles des agriculteurs avaient fourni des valeurs de rendement de grain. Ces données ont été comparées avec les valeurs maximales de DAM simulées (voir Figure 15 de l'Annexe 5). Les données pour le tournesol étaient très bruitées. Ceci est partiellement dû à la surestimation de la biomasse simulée par SAFY et partiellement aux fortes incertitudes concernant les valeurs *in situ* de rendement (souvent ces valeurs sont la moyenne de plusieurs parcelles proches). Pour le maïs, trop peu de mesures étaient disponibles pour permettre d'obtenir une relation fiable. Malgré ces limitations, un indice de récolte moyen (HI, pour Harvest Index) a été calculé pour chaque culture comme étant le ratio entre le rendement en grain *in situ* divisé par la valeur de DAM maximale. Cet indice était de 0.48 pour le maïs grain et 0.25 pour le tournesol. Le HI calculé pour le maïs paraît cohérent avec les précédentes études expérimentales ou issues de la modélisation. Cabelguenne et al. (1999) ont par exemple obtenu un HI de 0.5. A cause de la surestimation de biomasse pour

le tournesol, le HI calculé pour le tournesol est bas en comparaison des valeurs *in situ* trouvées par Casadebaig (2008), qui variaient entre 0.35 et 0.45.

2.4. Evaluation des DAM simulées et des rendements en grain sur l'emprise de l'image Formosat-2

Les biomasses aériennes maximales (DAM_{max}) estimées sur l'emprise de l'image Formosat-2 étaient en moyenne sur les 4 années de 19.5 t ha^{-1} pour le maïs et de 9.6 t ha^{-1} pour le tournesol. Pour ce dernier, malgré les fortes pluies de 2007, les DAM_{max} de cette année là étaient plus faibles qu'en 2008 car la période d'émergence était bien plus longue (jusqu'à 200 jours). Ceci est dû aux fortes pluies de printemps qui ont retardé l'émergence et ce particulièrement sur les sols argileux. Pour le maïs, les DAM_{max} les plus fortes ont été obtenues au cours des années les plus chaudes.

Les rendements calculés à partir des DAM_{max} moyennées sur les 4 années et des indices de récolte étaient de 10.1 t ha^{-1} pour le maïs et de 2.3 t ha^{-1} pour le tournesol, ce qui est en accord avec les données de statistiques agricoles Agreste (Figure 7.5). La précision des rendements en grain pour le tournesol est due à une compensation entre la surestimation de biomasse par le modèle et une sous-estimation de l'indice de récolte. Cependant, les variations interannuelles de rendement pour le tournesol étaient fortement corrélées avec les statistiques régionales Agreste ($r=0.97$, $p\text{-value}<0.03$, Fig. 17). Les plus faibles (2006) et fortes (2008) valeurs de rendement correspondaient à l'année la plus sèche et la plus humide, respectivement.

A l'inverse du tournesol, la variabilité interannuelle du rendement simulé par SAFY pour le maïs grain ne correspondait pas à celle reportée dans les statistiques agricoles régionales ($r=-0.81$, Figure 7.5). Le plus faible rendement simulé a été obtenu en 2008 alors que les données Agreste indiquent que c'est l'année avec les meilleurs rendements. Comme discuté précédemment, il y a un très net effet de la température sur la production de feuille et de biomasse du maïs. Or les statistiques régionales concernent l'ensemble du département de la Haute Garonne qui couvre une zone bien plus large (surtout vers le piémont Pyrénéen) que la zone d'emprise Formosat-2. A l'inverse du tournesol, qui est principalement situé au nord du département (comme la zone d'emprise Formosat-2), le maïs est distribué sur l'ensemble de la Haute Garonne qui est caractérisée par un fort gradient en température nord-sud. Les températures moyennes cumulées durant la période de croissance (données SAFRAN) variaient de $2353 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (en 2007) à $2600 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (en 2006) au nord du département (zone Formosat-2) et de $2001 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (en 2007) à $2202 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (en 2006) au sud du département. Cet écart en températures cumulées pouvait donc atteindre 400°C . Ainsi, les simulations réalisées avec SAFY pour le maïs n'étaient pas représentatives de l'ensemble du département de la Haute Garonne et de ce fait elles ne sont pas comparables avec les statistiques régionales agricoles.

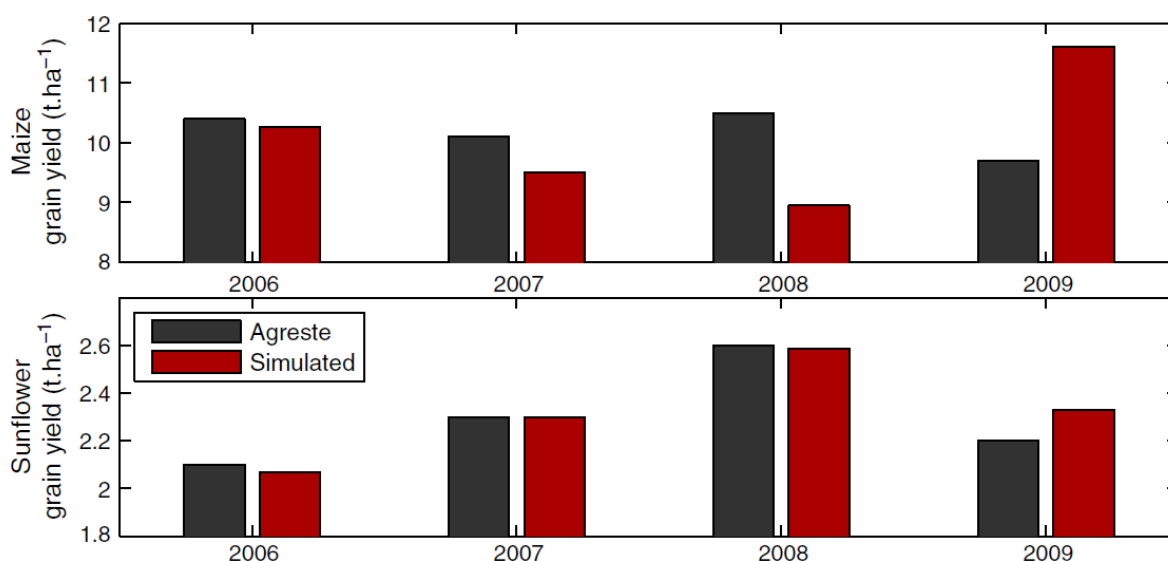


Figure 7.5 : Comparaison pour les quatre années d'étude des rendements en grain obtenus à partir des statistiques agricoles Agreste pour le département de la Haute Garonne et des simulations effectuées avec le modèle SAFY sur la zone d'étude Formosat-2.

3. Conclusion

Dans cette étude nous avons évalué l'utilisation combinée de données de télédétection à hautes résolutions spatiale et temporelle couplées avec un modèle semi empirique de culture (SAFY) pour estimer la production des cultures de maïs et de tournesol sur quatre années d'étude (2006-2009). Nos résultats indiquent que la haute résolution temporelle des images Formosat-2 est indispensable à la calibration de 4 des paramètres (sur 13 au total) décrivant le cycle phénologique spécifique aux cultures du modèle SAFY. Une fois ces quatre paramètres calibrés, ils ont été utilisés pour calibrer l'efficacité d'utilisation de la lumière effective (ELUE) et les dates d'émergence des cultures (D0) afin de pouvoir simuler les biomasses des cultures. De 2007 à 2009, les acquisitions d'images étaient moins nombreuses mais la méthode s'est avérée robuste car elle s'appuyait sur la pré-calibration des paramètres phénologiques effectuée à partir des données de 2006.

Les analyses de ELUE ont montré que le modèle SAFY était capable de reproduire les différences d'efficacité photosynthétiques entre le maïs (plante en C4) et le tournesol (plante en C3). Nos résultats ont aussi montré que les maximum de GAI observés avec le satellite Formosat-2 sont de bon indicateurs des stress hydriques subis par les cultures non-irriguées comme le tournesol. Les simulations de D0 ont aussi révélé, comme on pouvait s'y attendre, une plus grande variabilité temporelle dans les dates d'émergence pour les cultures non-irriguées qui sont plus sensibles à la variabilité des précipitations et des propriétés physiques du sol. Le modèle SAFY était aussi capable de reproduire les dynamiques temporelles de GAI et de biomasse observées pour les quatre années d'étude.

Cette approche comporte cependant certaines limites. Tout d'abord, l'utilisation des données Formosat-2 de 2006 pour la calibration des paramètres phénologiques du modèle peut être une source potentielle d'erreur. En effet, les conditions particulièrement sèches et chaudes de 2006 pourraient impacter les valeurs de ces paramètres et par conséquent les estimations de biomasse pour les autres années d'étude. Une analyse des données optimales en termes d'images et de représentativité des conditions météorologiques devrait être effectuée à l'avenir pour reproduire ce genre d'étude. Deuxièmement, dans le modèle SAFY, la ELUE est constante tout au long du cycle phénologique, ce qui peut engendrer des erreurs dans l'estimation de la biomasse aérienne sèche, en particulier chez le tournesol vers la fin du cycle de croissance. Pour cette espèce, une variation temporelle de la ELUE pourrait être envisagée.

Enfin, la variabilité interannuelle de rendement en grain simulée sur la zone d'étude Formosat-2 (24x24 km²) a été comparée pour le maïs et le tournesol avec les statistiques régionales agricoles pour le département de la Haute Garonne (6300 km²). Le modèle SAFY était capable de reproduire correctement cette variabilité de rendement pour le tournesol ($r^2=0.89$). En revanche, pour le maïs grain, la variabilité interannuelle des rendements n'était pas correctement reproduite à cause du défaut de représentativité spatiale de nos simulations. Nos travaux mettent donc en évidence la nécessité de collecter des informations précises et à la parcelle pour la validation des rendements des cultures. De gros efforts ont été menés ces dernières années en ce sens au sein de l'OSR via des campagnes de mesures intensives (campagne MCM'10 coordonnée par Frédéric Baup en 2010, campagne 2011 sur cultures d'hiver dans le cadre de la thèse d'Amanda Veloso, campagne SPOT 4 Take 5 sur blé d'hiver en 2013) ou grâce à des partenariats passés directement avec des agriculteurs, des coopératives agricoles, les chambres départementales d'agriculture...Ce lourd travail a essentiellement été porté par Jean François Dejoux en tant qu'animateur de l'OSR.

Chapitre 8 : Perspectives d'évolution concernant mes activités de recherche au sein du Chantier Sud Ouest

Dans les années à venir j'envisage de poursuivre mes travaux engagés sur les sites expérimentaux d'Auradé et de Lamasquère afin de mieux caractériser l'effet de la variabilité climatique et des pratiques de gestion sur les flux et bilans radiatifs, d'eau, de C et de GES. Ces objectifs coïncident avec ceux de l'OSR et du programme d'infrastructure ICOS qui vise à maintenir sur le long terme des sites de mesure de flux de GES pour différents types d'écosystèmes en Europe. Les évolutions instrumentales en cours sur ces deux sites vont d'ailleurs en ce sens puisque le réseau ICOS impose un cahier des charges assez exhaustif qui inclut par exemple de mesurer en continu les flux de N_2O et d'estimer les pertes en carbone organique dissous qui étaient négligées jusqu'à présent dans les calculs de nos bilans (voir Figure 1.3).

En outre, je souhaite m'ouvrir à de nouvelles problématiques qui sont dans la continuité de mes travaux actuels et que je vais détailler ci-dessous.

1. Analyse de l'effet des couverts intermédiaires et des repousses spontanées sur les flux et bilans d'eau de C et de GES à l'échelle parcellaire

Mes précédents travaux (Béziat et al., 2009 ; Ceschia et al., 2010) ont montré que globalement plus le temps de présence d'un couvert végétal est important sur la parcelle et plus la fixation nette de CO_2 (NEP) est grande. Cela signifie qu'une culture d'hiver, qui a un temps de développement long a globalement une capacité de fixation nette de CO_2 atmosphérique plus importante qu'une culture d'été (voir Figure 3.3) et que la présence de couverts intermédiaires (typiquement juste après une culture d'hiver) ou le développement d'une repousse spontanée va aussi favoriser la fixation nette de CO_2 . En revanche, la mise en place, le bon développement et la destruction de couverts intermédiaires représente un certain nombre de difficultés techniques à résoudre pour l'implantation et la destruction du couvert, des risques d'émissions de GES supplémentaires liées à la production de semences, mais aussi des risques de consommation en eau ou de mobilisation de l'azote pour la culture suivante qui sont à évaluer. Ce travail est d'autant plus important à réaliser que la récente directive nitrate impose (sauf zone dérogatoire) la mise en place d'un couvert intermédiaire lors des longues périodes d'inter-cultures sans que les conséquences d'un point de vue bilans eau et carbone aient été pleinement évaluées.



Figure 8.1 : Couvert de Féverole qui est une plante couramment utilisée dans la région d'étude comme culture intermédiaire.

Ainsi l'analyse des flux et bilans d'eau et de GES à l'échelle d'une rotation de culture avec et sans couvert intermédiaire/repousse spontanée et pour différentes rotations culturales mérite d'être approfondie. C'est dans ce contexte que des collaborations ont été établies 1) avec la Chambre Régionale d'Agriculture pour évaluer les émissions liées à la mise en place et la destruction de divers couverts intermédiaires sur plusieurs essais agronomiques (Figure 8.1) 2) avec l'INRA d'Auzeville et l'Ecole d'Ingénieur de Purpan dans le cadre du programme ANR MicMac Design pour calculer les bilans C et GES sur un ensemble d'essais visant à mettre en place des systèmes de culture innovants permettant de réduire les impacts environnementaux tout en préservant de bonnes capacités de production et des marges suffisantes pour l'agriculteur. Ces collaborations alimentent pleinement le travail de Thèse de Morgan Ferlicoq que je co-encadre avec Aurore Brut. Dans le cadre de cette thèse, la parcelle expérimentale de Lamasquère a été scindée en deux durant l'été 2013 pour mettre en place un traitement contrasté avec un couvert intermédiaire sur la partie sud qui accueille à l'heure actuelle le mât de mesure et une gestion standard sur la partie nord. En 2011, nous avons pu bénéficier d'une forte repousse spontanée qui a été maintenue sur la partie nord et détruite sur la partie sud. Un mât temporaire pour la mesure des flux a donc été mis en place sur la partie nord pour évaluer l'impact du maintien de cette repousse sur les flux et bilans d'eau et de CO₂. (Figure 8.2)

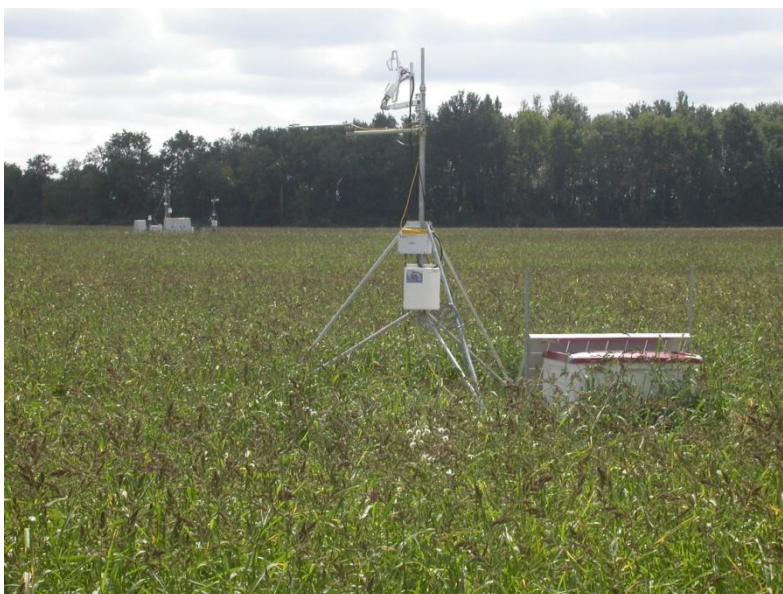


Figure 8.2 : Photo du mât temporaire (au premier plan) installé sur la partie nord du site de Lamasquère sur laquelle une forte repousse spontanée a été maintenue par contraste avec la partie sud de la parcelle qui accueille le mât permanent (en arrière plan).

2. Amélioration des bilans GES par la prise en compte des flux nets de N_2O et des flux de dépôts d'ozone

2.1. Analyse et prise en compte des flux nets de N_2O dans les bilans de GES

L'étude des déterminants des bilans de GES pour les grandes cultures a montré que le N_2O jouait un rôle important dans la valeur finale du bilan (voir Figure 4.2). Ceci dit ces premières estimations ont été réalisées à partir des méthodes simplistes de l'IPCC (2007) se basant sur des facteurs d'émission constants. Pour affiner ces bilans et mieux caractériser le cycle de l'azote qui conditionne fortement la productivité des agro-écosystèmes et donc les cycles de l'eau et du carbone, des systèmes de mesures automatiques des flux nets de N_2O (développés par l'INRA de Laon) ont été installés en 2012 sur les sites d'Auradé et de Lamasquère (Figure 8.3). Six chambres sont installées sur chaque site et l'évolution de la concentration en N_2O (analyseur 46i, Thermo Scientific) et en CO_2 (analyseur Li840, Licor) est mesurée toutes les 6 heures durant 20 minutes quand les chambres se ferment.



Figure 8.3 : Chambre automatique en inox pour la mesure des flux nets de N_2O et de CO_2 équipée d'une sonde de température et d'humidité à l'intérieur et à l'extérieur de la chambre.

Ces systèmes de mesures nous permettront pour les années culturales à venir de mieux comprendre les déterminants des flux nets du sol pour le N_2O et le CO_2 et d'affiner nos bilans GES.

2.2. Analyse et prise en compte des flux de dépôt d'ozone dans les bilans de GES

Pourquoi s'intéresser à l'Ozone (O_3) ? Après les gaz à effet de serre à longue durée de vie, l'ozone troposphérique est le gaz qui contribue le plus au réchauffement climatique (forçage radiatif équivalent à $0.25-0.65 \text{ W m}^{-2}$ soit près de 25% du forçage radiatif net total) (IPCC 2007). L' O_3 est aussi un gaz très oxydant, nocif pour la santé humaine (inflammation des tissus, troubles respiratoires..) et qui peut engendrer des dégradations importantes au niveau des tissus végétaux (dommages tissulaires, nécroses, accélération, de la sénescence...) pouvant causer des pertes en rendement de l'ordre de 15% (Avnery et al., 2011a). Cette diminution de la productivité des écosystèmes, engendre une diminution de leur capacité de puits, des pertes économiques importantes et accroît le risque d'une crise de la production alimentaire. A noter, les dépôts sec d'ozone au niveau des surfaces continentales constituent les seuls puits d'ozone atmosphérique et de grandes incertitudes existent quant à leur intensité (Wild 2007).

Des mesures de flux de dépôt d'ozone ont donc été réalisés à Lamasquère entre Avril 2008 et Juin 2011 dans le cadre des projets Ifloz et Vulnoz en collaboration avec les unités EPHYSE de INRA de Bordeaux et l'UMR EGC de Grignon. Ces données ont déjà contribué au développement du modèle Surf atm- O_3 (Stella et al., 2012) (Figure 8.4) et un travail d'amélioration de la paramétrisation des dépôts d'ozone sur sol nu est en cours en collaboration avec l'UMR EGC. Ces travaux nous permettront de prendre en compte l'effet

des dépôts d’ozone sur les bilans GES des cultures et d’estimer les pertes en productivité qu’il peut occasionner sur les cultures de la zone Sud Ouest.

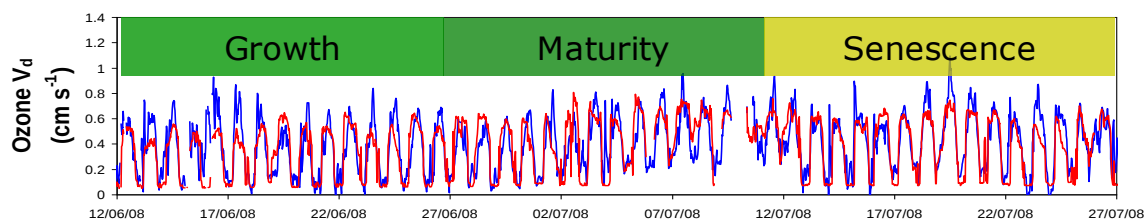


Figure 8.4 : vitesses de dépôt d’Ozone mesurées (bleu) et modélisées avec Surf atm-O3 (en rouge) à Lamasquère sur du maïs en 2008 à différents stades phénologiques.

Pour la parcelle expérimentale de Grignon, ces dépôts d’O₃ sur maïs et blé correspondaient à l’équivalent de 4.6 g C m⁻² an⁻¹. La prise en compte de ces dépôts exprimés en équivalent C dans les bilans GES sur nos parcelles expérimentales permettrait donc d’affiner nos résultats.

3. Prise en compte de l’effet sur le bilan radiatif des variations d’albédo pour différents systèmes culturaux

Les différences d’albédo en sol nu et en période de végétation engendrent des variations temporelles du forçage radiatif sur les parcelles agricoles et donc des contributions au réchauffement de l’atmosphère variables selon l’état de la parcelle ou le type de rotation. A partir des mesures d’albédo et de rayonnement incident effectuées sur les sites depuis 2005, il s’agira donc de prendre en compte cet effet albédo sur le forçage radiatif des parcelles et de l’exprimer en équivalent C (Muñoz et al., 2010) pour comparer ces effets aux flux nets de CO₂ atmosphériques (NEE) et aux bilans C des parcelles et finalement de quantifier leur contribution au bilan radiatif des parcelles qui prend déjà en compte les autres termes du bilan de GES. Ce travail a été initié dans le cadre de la Thèse de Morgan Ferlicoq. Les premiers résultats montrent que puisque l’albédo dans les courtes longueurs d’ondes est plus important en présence d’un couvert végétal qu’en période de sol nu (Figure 8.5), celui-ci contribuerait davantage à limiter le réchauffement de l’atmosphère qu’un sol nu. Ainsi la mise en place de cultures intermédiaires pourrait permettre d’améliorer le bilan radiatif des parcelles agricoles et ceci de manière très significative. De même l’emploi de culture à cycle long comme le colza permettrait d’améliorer considérablement le forçage radiatif (effet puits) des cultures par rapport à un tournesol dont la durée de végétation est beaucoup plus courte (Figure 8.5). Cet effet radiatif exprimé en équivalent C est bien plus important que la différence de flux net de CO₂ entre ces deux cultures (voir Chapitres 3 et 4) et représente donc un levier très important d’atténuation du réchauffement climatique.

Albédo

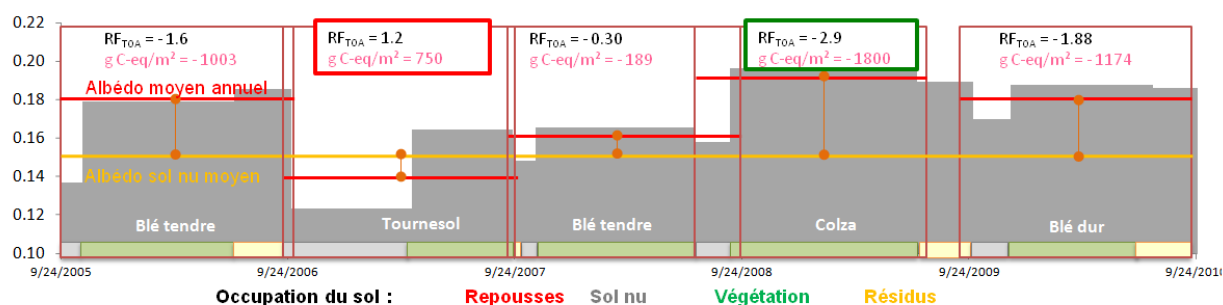


Figure 8.5 : dynamique de l'albédo (histogrammes gris) en fonction des états du sol sur la parcelle d'Auradé de 2005 à 2011. Les forçages radiatifs moyens par année culturale exprimés en $W m^{-2}$ (RF_{TOA}) sont calculés en référence à l'albédo de la parcelle durant les périodes de sol nu moyenné sur l'ensemble de la période. Les forçages radiatifs sont aussi exprimés en équivalent C de CO₂ à partir des équations de Betts (2000) et Bird et al. (2008).

4. Contribution à l'évolution des modèles 1D et spatialisés pour la simulation des flux et bilans d'eau, de C et de GES pour les agro-écosystèmes

Dans les années à venir, je souhaite m'impliquer davantage dans les travaux de modélisation réalisés au laboratoire *via* deux axes.

4.1. Modélisation mécaniste 1D des flux et de la production végétale pour les agro-écosystèmes

Les données acquises sur l'ensemble des sites ont déjà permis de faire progresser la compréhension des processus qui gouvernent les flux d'eau et de carbone au sein et à l'interface des agro-écosystèmes et d'en améliorer la modélisation mécaniste. Les modules de respiration du sol et de photosynthèse foliaire C3 et C4 du modèle ICASTICS développé au CESBIO ainsi que les modèles ISBA-Ags, CERES, STICS... en ont bénéficié au travers de diverses collaborations (CNRM, INRA Grignon, Auzeville...). Plus précisément, les données de flux ont permis de développer le module de respiration hétérotrophe d'ICASTICS dans le cadre de la thèse d'Emilie Delogu encadrée par Valérie Le Dantec et Patrick Mordelet du CESBIO. Elles serviront aussi à l'avenir à valider les simulations de flux nets de CO₂ et d'eau pour nos sites avec ce modèle. Un important travail d'analyse et de modélisation des composantes des flux nets reste cependant à réaliser. Tout d'abord ce travail passera par l'étude de la composante autotrophique de la respiration à partir de mesures en chambres de manière similaire à ce que j'ai pu réaliser durant ma thèse. Cette étape nous permettra de paramétrer pour chaque espèce les composantes respirations d'entretien et de croissance pour simuler efficacement la respiration autotrophique des cultures. Un travail d'analyse des composantes de l'évapotranspiration pourra aussi être réalisé *via* l'utilisation

de dispositifs de mesure de flux de sève pour quantifier la part transpiration de l'ETR. Ce travail pourra se faire en collaboration avec Olivier Merlin et Vincent Bustillo qui travailleront pour leur part sur la composante évaporation du sol dans le cadre de l'ANR Mixmod.

4.2. Modélisation spatialisée de la production végétale, des flux et des bilans d'eau et de carbone pour les agro-écosystèmes

C'est un enjeu majeur et très structurant pour le laboratoire puisqu'il regroupe à la fois les travaux réalisés en télédétection/traitement d'images, en cartographie de l'occupation du sol, en modélisation spatialisée et les différentes activités terrain pour l'acquisition de données de validation de biomasse, de rendement ou de flux.

Ce travail de collaboration a déjà été initié pour le chantier Sud Ouest dans le cadre de la thèse de Martin Claverie co-encadrée par Benoit Duchemin et Valérie Demarez (Claverie 2011 ; Claverie et al., 2012) et de celle de Pierre Béziat (Béziat 2009) (Figure 8.6) qui a intégré un module CO₂ dans SAFY. Ce travail se poursuit à l'heure actuelle dans le cadre de la thèse d'Amanda Veloso que je co-encadre avec Valérie Demarez. Si initialement ce travail s'est concentré sur la modélisation spatialisée de la production, des flux d'ETR (Figure 8.7) et de la demande en eau pour les cultures d'été à l'aide du modèle SAFY, il va se poursuivre pour les cultures d'hiver de manière à pouvoir simuler le fonctionnement des agro-écosystèmes pour des rotations culturales complètes. Ce travail sera complété par l'ajout d'un module de respiration du sol qui permettra au modèle SAFY de simuler des flux net de CO₂ pour l'ensemble des cultures. Ce module est en cours de finalisation dans le cadre de la thèse d'Emilie Delogu. A terme, le bilan de carbone des agro-écosystèmes pourra donc être estimé en combinant estimation spatialisée de la NEE et des exportations de carbone à l'échelle régionale.

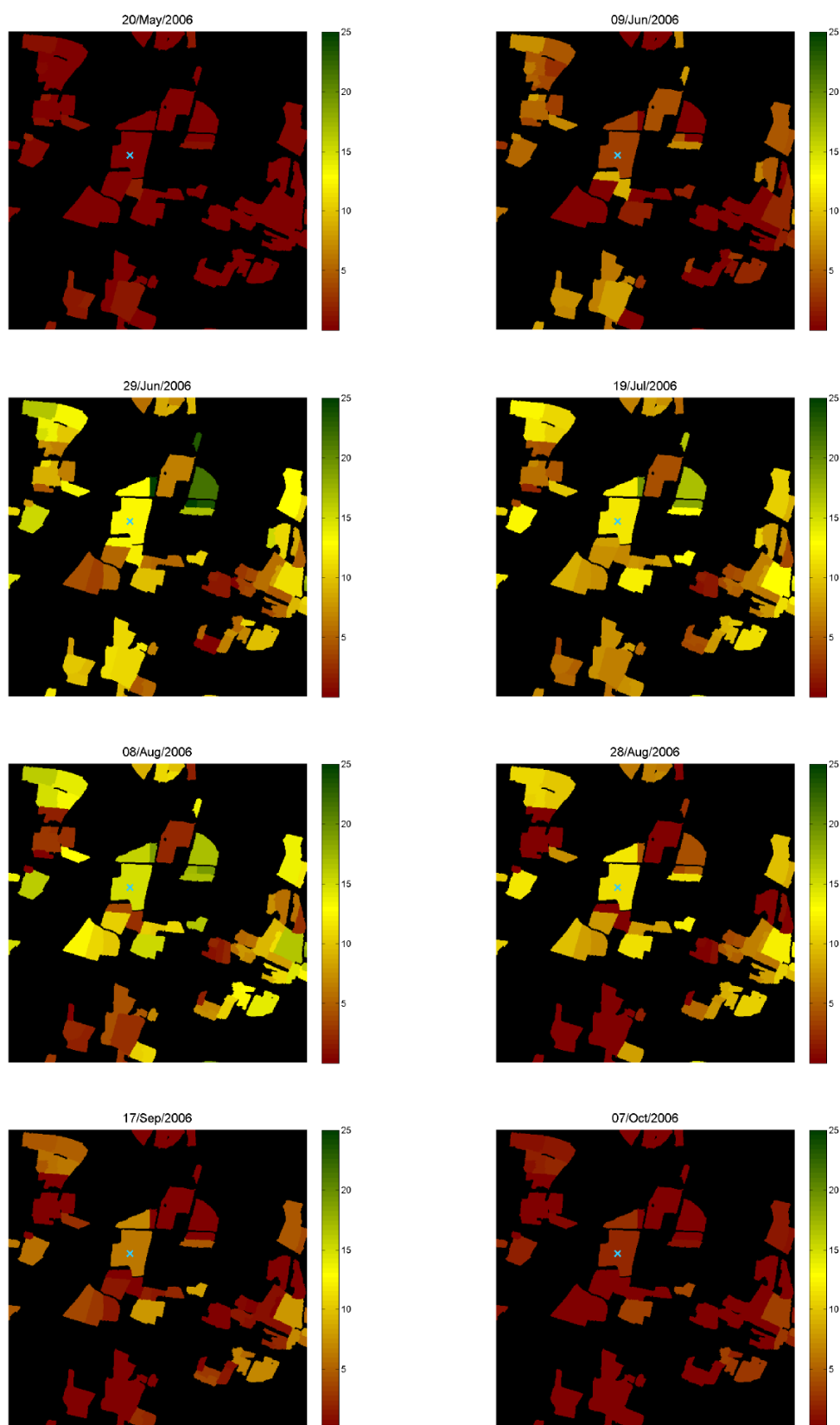


Figure 8.6 : Dynamique de GEP spatialisé sur la parcelle de Lamasquère et les parcelles avoisinantes. Le haut de l'image est orienté au nord et l'échelle est de 800 m pour 1 cm sur la carte. Les barres de couleur correspondent aux valeurs de GEP exprimées en $\text{g C m}^{-2} \text{j}^{-1}$. La croix bleue représente l'emplacement du mât de mesure.

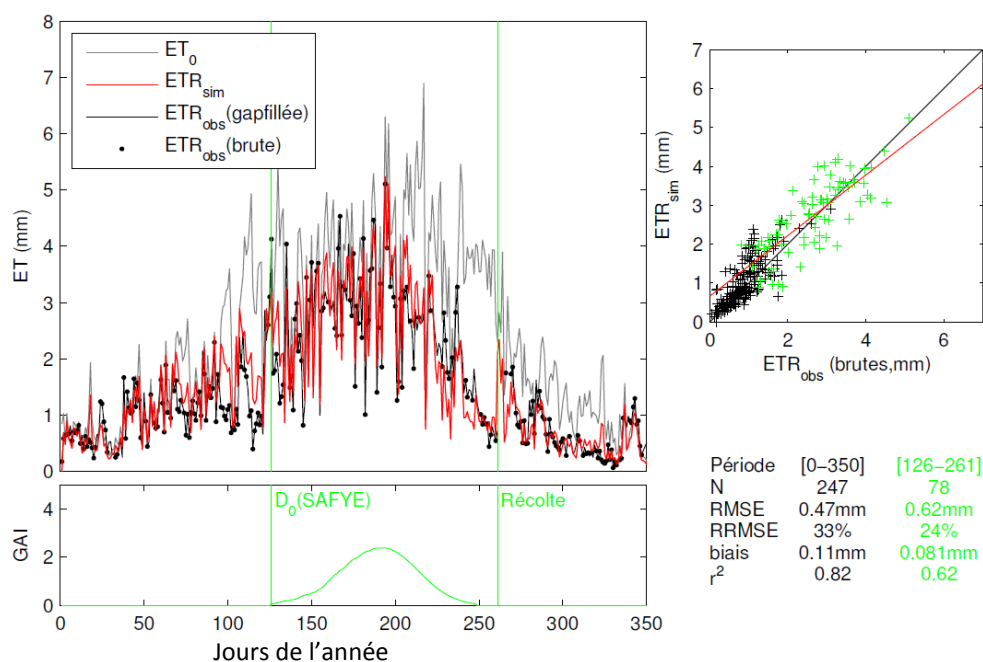


Figure 8.7 : a) Comparaison entre les dynamiques d'évapotranspirations potentielles (ET_0), les dynamiques d'ETR simulées (ETR_{sim}) et mesurées (ETR_{obs}) brutes (filtrées) ou complétées (filtrées puis gapfillées) à Auradé en 2007 sur tournesol, b) dynamique du GAI simulé par SAFY, c) diagramme de dispersion entre l' ETR_{sim} et l' ETR_{obs} complétées. Les croix vertes correspondent à la période comprise entre la levée et la récolte. Les performances sur cette même période (en vert) et sur l'ensemble de l'année (en noir) sont inscrites dans le tableau en bas à droite. Résultats issus de la thèse de Martin Claverie.

La première étape de la thèse d'Amanda Veloso a consisté à vérifier l'homogénéité des séries temporelles d'images satellites SPOT et Formosat-2 (Figure 8.8) de façon à obtenir des séries complètes couvrant toutes les phases de développement des cultures d'hiver et d'été. Un travail d'inter-comparaison des méthodes d'inversion du Green Area Index (GAI) par approche empirique ou par inversion de modèle de transfert radiatif BV-NET a ensuite été effectué pour obtenir des données de forçages continus du modèle. La dernière phase consistant à faire tourner le modèle sur plusieurs années consécutives et pour l'ensemble des parcelles de la zone est en cours de réalisation. La validation des sorties du modèle passera par une comparaison avec des données de biomasse et de rendements obtenues sur un grand nombre de parcelles de la zone d'étude et par la comparaison des flux d'ETR (Figure 8.7) et de CO_2 avec les mesures effectuées sur les sites expérimentaux d'Auradé et de Lamasquère.

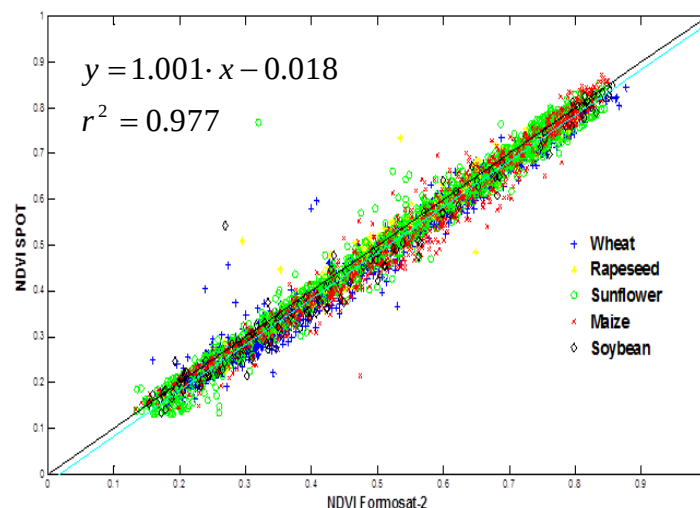


Figure 8.8 : Comparaison des produits NDVI Formosat-2 et SPOT pour 11 paires de dates sur 3957 parcelles cultivées avec du blé (bleu), du colza (jaune), du tournesol (vert), du maïs (rouge) et du soja (noir).

Un autre enjeu prioritaire concernant la modélisation spatialisée des agro-écosystèmes concerne la prise en compte des couverts intermédiaires et des repousses dans l'estimation des flux et bilans d'eau et de carbone régionaux. Le nouveau contexte réglementaire des pratiques agricoles faisant suite au 4ème Programme d'Actions Directive Nitrates, vise à réduire la proportion de sols agricoles laissés à nu durant l'hiver. Ainsi, mis à part pour les sols argileux qui ont obtenu une dérogation temporaire à la couverture des sols de 2 ans, il est obligatoire en zone vulnérable de mettre en place une culture intermédiaire entre une culture d'hiver et une culture d'été. Les cultures intermédiaires pourraient permettre de fixer du carbone atmosphérique dans les sols et ainsi améliorer le bilan C et GES des grandes cultures. Cette capacité des cultures intermédiaires à améliorer ces bilans est néanmoins soumise à condition puisque la production de biomasse doit être suffisamment conséquente pour compenser 1) les émissions de CO₂ produites au moment de la décomposition des couverts, 2) les éventuelles émissions de N₂O qui pourraient en résulter ainsi que 3) les émissions de GES liées aux opérations techniques de mise en place et destruction du couvert. Autre problème potentiellement lié à la mise en place des cultures intermédiaires, une consommation en eau du sol et la mobilisation de l'azote qui pourraient faire défaut à la culture suivante. Les points 2) et 3) ne pourront être abordés directement par cette approche de modélisation spatialisée avec SAFY mais elle pourra être complétée par une approche expérimentale (voir ci-dessus) ou en s'appuyant sur l'expertise agronomique de l'INRA et des Chambres d'agriculture.

Il s'agira donc de définir quelle est la meilleure stratégie d'observation spatialisée des cultures intermédiaires et repousses spontanées pour 1) leur cartographie et 2) la validation

des estimations spatialisées liées à leur production, flux/bilans d'eau et de carbone obtenues à l'aide du modèle SAFY. Celui-ci devra d'ailleurs subir des adaptations non seulement pour intégrer les spécificités phénologiques des repousses et couverts intermédiaires mais aussi pour prendre en compte les efficacités d'utilisation de la lumière spécifiques à ces différents couverts.

Enfin, je souhaite tendre vers une analyse spatialisée des bilans de GES. Dans un premier temps, l'effet des couverts intermédiaires et repousses sur les changements d'albédo et bilans radiatifs des parcelles agricoles pourra être estimé régionalement à partir des jeux de données de télédétection couvrant la zone d'étude. Ces effets convertis en équivalent carbone pourront être intégrés aux bilans de carbone régionaux obtenus à partir du modèle SAFY.

Par la suite, la modélisation de la NEE spatialisée avec SAFY combinée avec des cartes d'itinéraires de cultures (Voir Figure 1.11) permettrait d'appliquer une approche de type Analyse de Cycle de Vie à une échelle régionale. La Figure 8.9 ci-dessous illustre selon moi les niveaux de difficultés que représente l'estimation des différents termes du bilan de GES à l'échelle régionale en se basant sur des approches télédétection pure ou télédétection et modélisation combinées.

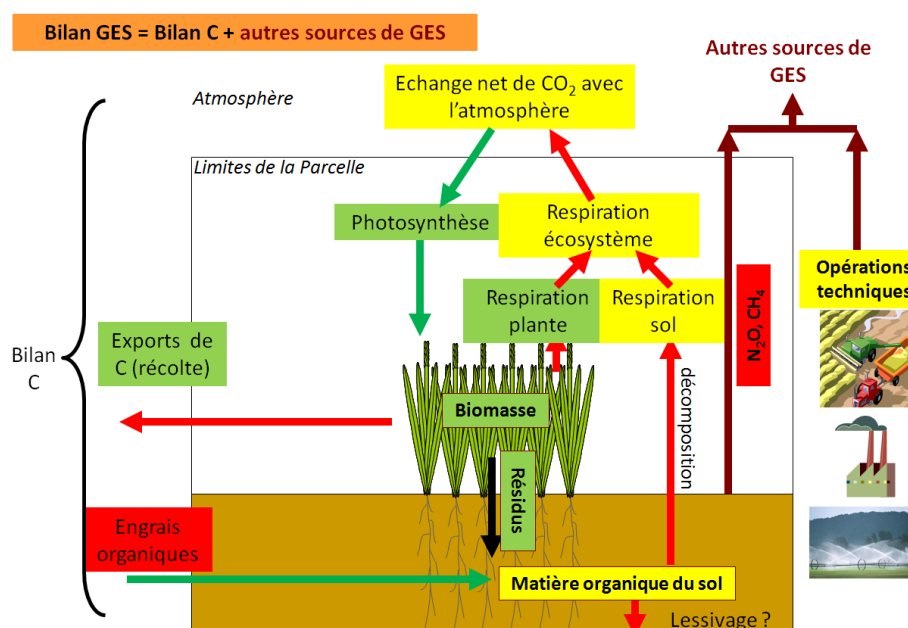


Figure 8.9 : Représentation schématique des niveaux de difficultés que représentent l'estimation des différents termes du bilan de GES à l'échelle régionale en se basant sur des approches télédétection pure ou télédétection et modélisation combinées. Les flèches vertes représentent les puits de C, les flèches rouges correspondent aux processus sources de C ou de GES. Les boîtes vertes correspondent aux variables facilement accessibles par télédétection ou via une utilisation combinée modélisation/télédétection. Les boîtes jaunes correspondent aux variables difficiles à estimer par ces approches. Les boîtes rouges correspondent à des verrous que la télédétection ne peut lever à l'heure actuelle pour l'étude des sources ou puits de c et GES.

Certains termes (boîtes rouge) représentent des verrous qui ne pourront être levés à partir des satellites existants. Il s'agira alors de combiner approche spatialisée s'appuyant sur la télédétection et utilisation de données d'inventaires (statistiques régionales agricoles) en s'appuyant sur des expertises agronomiques. Par exemple l'estimation des apports d'engrais par télédétection me semble impossible à réaliser à l'heure actuelle de manière satisfaisante. En revanche grâce aux cartes de rotation des cultures il est possible de construire des scénarii réalistes de fertilisation à partir desquels des estimations spatialisées des émissions liées à leur utilisation pourront être réalisées.

Chapitre 9 : Mes activités de coordination du Chantier Sud Ouest. Bilan et perspectives

1. Généralités

Depuis 2007, je coordonne les activités de recherche dans le cadre du Chantier Sud Ouest. Cette coordination englobe la définition des axes stratégiques et scientifiques, la coordination technique (organisation de réunions, séminaires, rédactions de rapports, rédaction de fiches de postes et d'évaluation diverses...), la coordination financière et la réponse à des appels d'offres. Ce rôle de coordination du chantier me permet en outre de participer au Comité de Direction du laboratoire et donc de participer aux prises de décisions concernant la vie du CESBIO.

Durant ces 5 années, j'ai participé à l'élargissement des champs thématiques étudiés et méthodes utilisées dans le cadre du Chantier en contribuant au développement 1) de la mesure et de la modélisation mécaniste des différentes composantes du flux net de CO₂, d'eau et même d'ozone pour les agro-écosystèmes, 2) de l'analyse des cycles de l'azote et des flux de N₂O sur les sites expérimentaux pour affiner nos estimations des bilans de GES, 3) d'approches type écobilan (bilans d'eau, C et GES) pour évaluer les impacts environnementaux des agro-écosystèmes, 4) de l'utilisation de données multi-spectrales (thermique et radar en plus de l'optique qui était classiquement utilisé) et multi-résolution pour mieux caractériser les états de surfaces et mieux contraindre les modèles spatialisés 5) de la modélisation spatialisée des productions et flux d'eau et de carbone des agro-écosystèmes (modèles SAFY, ICARE...) au sein du CESBIO ou via des collaborations avec d'autres laboratoires (concernant les modèles SPA, ORCHIDEE, ISBA...).

J'ai aussi été porteur principal ou comme représentant CESBIO de la réponse à plusieurs appels d'offres et participation à projets (CarboEurope-IP, Fluxpyr, ANR Vulnoz, GHG-Europe, ANR MicMac Design, ANR Escapade...) et je suis en charge de la coordination des demandes de moyens aux tutelles pour le chantier Sud Ouest (demandes Dialogue du CNRS, demandes à l'INSU dans le cadre d'ICOS ...). Tous ces financements ont permis de développer les thématiques d'études du Chantier et de poursuivre le développement des sites expérimentaux pour leur permettre notamment d'atteindre les standard ICOS.

2. Stratégies de recrutements

Les évolutions thématiques du Chantier Sud Ouest n'ont évidemment été possibles que grâce à un grand nombre de recrutements (4 Maîtres de Conférences, 1 chercheur CNRS, 4 ingénieurs CNRS, 2 techniciens, 5 post-doctorants et 8 thésards) et l'obtention de financements importants (voir curriculum vitae). J'ai, pour la plupart des recrutements,

rédigé ou participé à la définition des fiches de postes et j'ai aussi participé à certains des jurys de recrutement. A chaque fois, les profils étaient élaborés de manière à compléter ou renforcer les compétences apportées par les ressources humaines déjà en place. Ce fut notamment le cas pour les recrutements des 4 enseignants chercheurs de l'antenne d'Auch qui constituait un double enjeu de 1) complémentarité et d'extension de compétences par rapport à l'équipe Toulousaine mais avec comme objectif de 2) constituer un noyau suffisamment autonome et diversifié pour lui permettre une certaine autonomie de fonctionnement. Ainsi, il a été décidé de recruter deux spécialistes en télédétection travaillant sur des nouveaux domaines spectraux au sein du chantier : Benoit Coudert pour le domaine thermique et Frédéric Baup pour le domaine radar. Ces nouvelles compétences devaient par exemple nous aider à mieux caractériser les états hydriques (domaine thermique et radar) et les modes de gestion (travail du sol, gestion des pailles...à l'aide de la combinaison optique et radar) des agro-écosystèmes. Nathalie Jarosz et Vincent Bustillo apportaient quant à eux des thématiques nouvelles en éco-hydrologie ainsi que des compétences en instrumentation (flux de surface et hydrologie/géophysique, respectivement) et en modélisation des processus (modélisation mécaniste des flux et hydrologie). Enfin Benoit Coudert apportait une solide expertise en modélisation spatialisée via l'utilisation de modèles de surface type SVAT.

Un nouveau groupe de travail en modélisation hydrologique s'est aussi récemment constitué grâce aux recrutements de Simon Gascoin, Ahmad Albitar et Vincent Rivalland en plus de Vincent Bustillo. Ce groupe collabore activement avec les autres collègues du laboratoire dans le cadre de l'équipe 1 (Modélisation du fonctionnement et télédétection des surfaces continentales), du Chantier Sud Med et des groupes de travail SMOS et DART pour mettre en œuvre différentes stratégies de modélisation selon les échelles d'étude comme par exemple le couplage de SAFY avec un modèle hydrologique semi-distribué qui est en cours d'évaluation sur le bassin versant d'Auradé.

3. Réorganisation du Chantier Sud Ouest

Avec l'accroissement du nombre de personnes impliquées dans le Chantier, il a été nécessaire de le restructurer en groupes de travail (Figure 9.1) permettant de couvrir les différents champs thématiques, domaines d'observation (terrain et télédétection) et de modélisation (1D mécaniste et spatialisée). Cette organisation devait aussi permettre d'alimenter en données et produits l'Observatoire Spatial Régional que je co-encadre aujourd'hui avec Gérard Dedieu (Figure 9.2), notamment pour la partie stratégique et lien avec la communauté internationale dans le domaine des flux et bilans de GES.

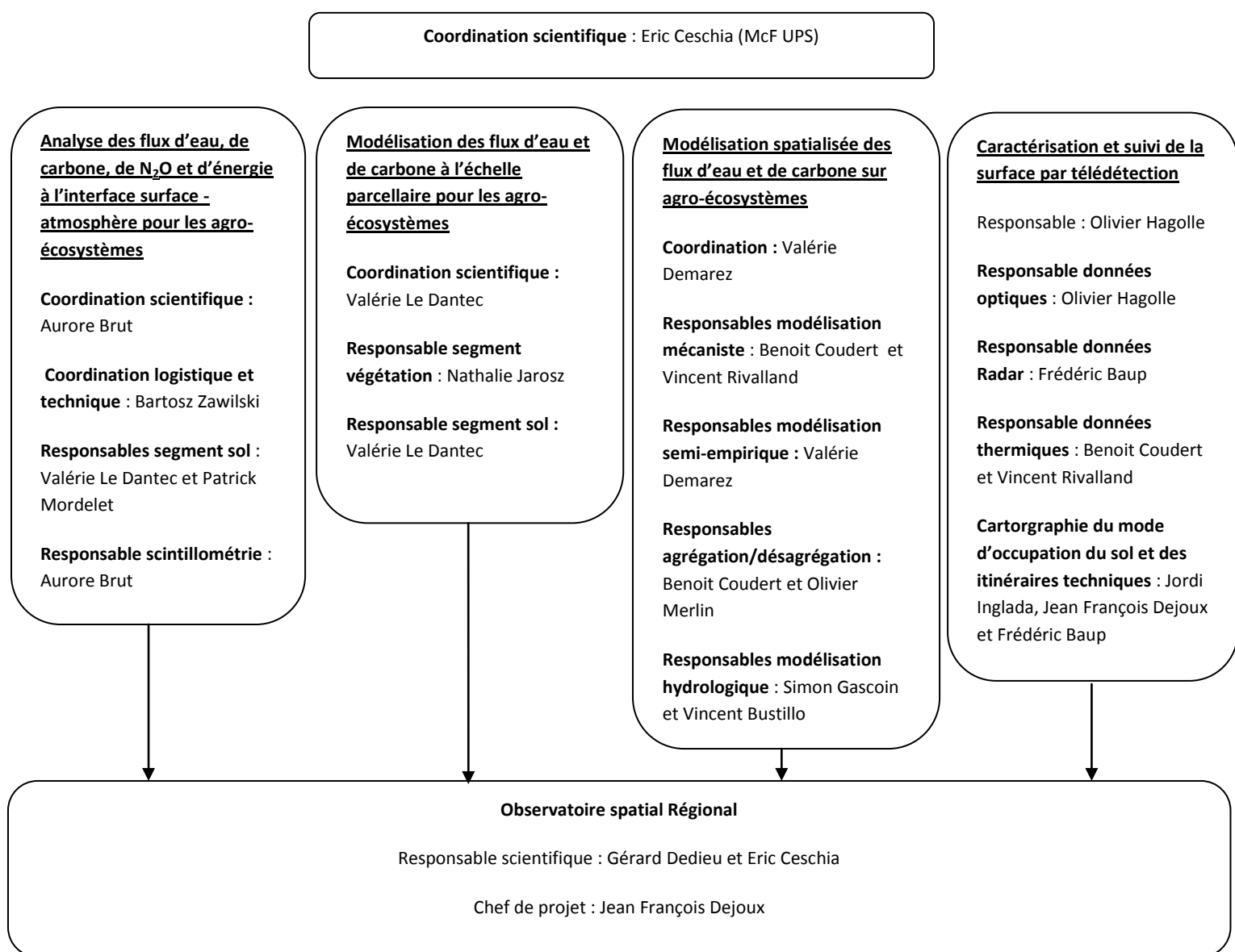


Figure 9.1 : Organigramme du Chantier Sud Ouest (Octobre 2012)

Cette nouvelle organisation du chantier a débouché sur la mise en place d'un comité de direction du Chantier Sud Ouest (ComDir SO) qui regroupe les quatre responsables de groupes (Aurore Brut, Valérie Le Dantec, Valérie Demarez, Olivier Hagolle), et Jean François Dejoux qui établit le lien entre Chantier et OSR et moi. Le ComDir SO se réunit environ une semaine sur deux et discute des orientations du chantier, de l'organisation du travail, des priorités en termes de postes...

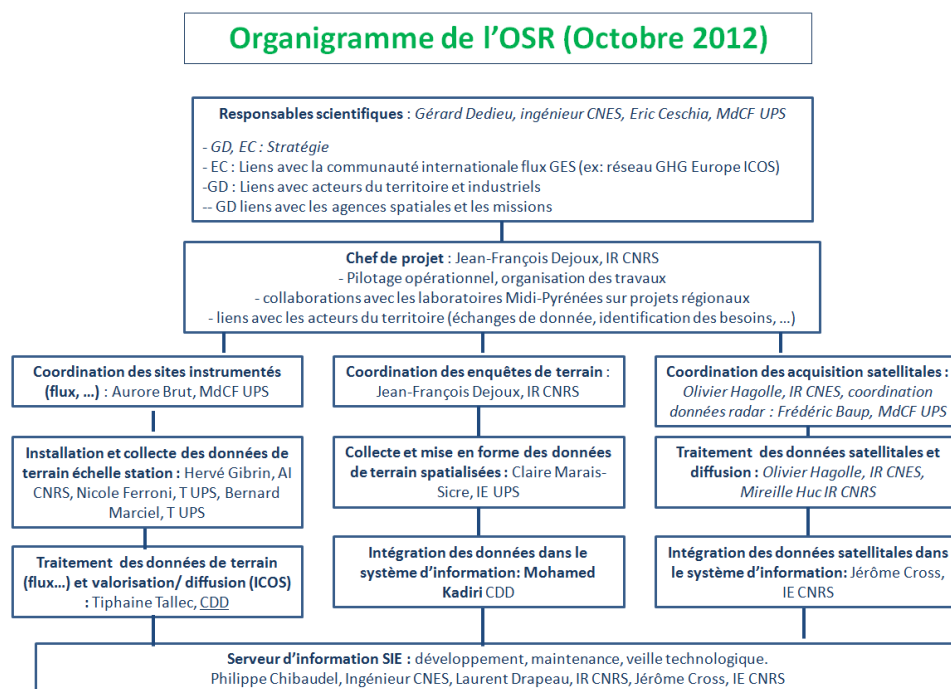


Figure 9.2 : organigramme de l'Observatoire Spatial Régional.

4. Coordination de la stratégie d'observation sur la zone Sud Ouest

Je ne reviendrai pas sur le choix d'implantation des sites expérimentaux d'Auradé, de Lamasquère et de Touget puisque cette partie a été abordée dans le Chapitre 2. En revanche il faut noter que l'emplacement des sites expérimentaux, une fois choisi, m'a permis de focaliser et en partie de coordonner d'autres activités au sein de laboratoire, qu'elles soient de nature expérimentale, en lien avec la télédétection ou la modélisation.

Des suivis de LAI/GAI et biomasse sur des zones de prélèvements intensifs (ESU, voir points noirs sur la Figure 9.3) coordonnées par Valérie Demarez, Frédéric Baup (campagne MCM10) et moi-même (campagne de prélèvement sur cultures d'hiver en 2011) ont par exemple permis 1) de fournir des produits de calibration/validation pour un ensemble de produits issus de la télédétection et notamment de valider des méthodes d'inversion pour la production de cartes de GAI (Claverie et al., 2012), d'humidité des sols... sur l'ensemble de la zone d'étude, 2) de fournir des données de forçage du GAI pour la modélisation spatialisée (SAFY, ICARE), 3) de valider les simulations de biomasse et de flux avec le modèle SAFY pour les cultures d'été et d'hiver.

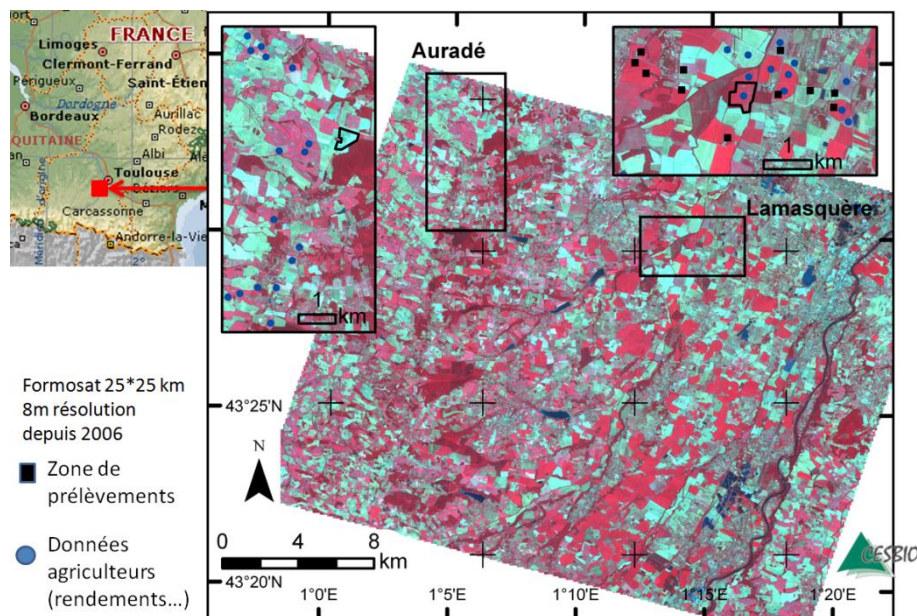


Figure 9.3 : localisation des zones d'études intensives autour des sites expérimentaux d'Auradé et de Lamasquère et au sein de l'emprise de l'image FORMOSAT-2

La stratégie de collecte de données terrain du Chantier Sud Ouest est résumée par la Figure 9.4. Elle a en grande partie été élaborée en collaboration avec Jean François Dejoux, Valérie Demarez, Gérard Dedieu et Frédéric Baup. Les données spatialisées sont soit recueillies directement par l'équipe du Chantier, soit via des collaborations avec les agriculteurs, des associations (Agriculteurs d'Auradé, d'irrigants...), les Chambres Départementales ou Régionale d'Agriculture, le Conseil Général, les instituts techniques agricole...Ce travail de recueil de données auprès des partenaires locaux a largement été réalisé et coordonné par Jean François Dejoux dans le cadre du Chantier et de l'OSR.

J'ai en revanche été beaucoup moins impliqué sur la coordination des acquisitions de données de télédétection, laissant le soin aux spécialistes du domaine de définir les capteurs, produits, résolutions...les plus pertinentes pour remplir les objectifs scientifiques du Chantier. Je n'interviens généralement que de manière ponctuelle et plutôt en aval pour faire le lien avec des aspects thématiques ou pour la définition et l'arbitrage des profils de postes qui sont demandés à l'ouverture auprès des différentes tutelles du laboratoire. En revanche, je joue un rôle plus important dans le choix de l'élaboration des produits de classification de l'occupation du sol, en collaboration avec Danielle Ducrot, définissant les priorités en terme de cartographie de rotations de culture, sous classes éventuelles de végétation (ex : maïs ensilage ou grain...) de façon à ce que ces produits puissent servir au mieux les besoins en modélisation spatialisée ou la caractérisation des itinéraires cultureux.

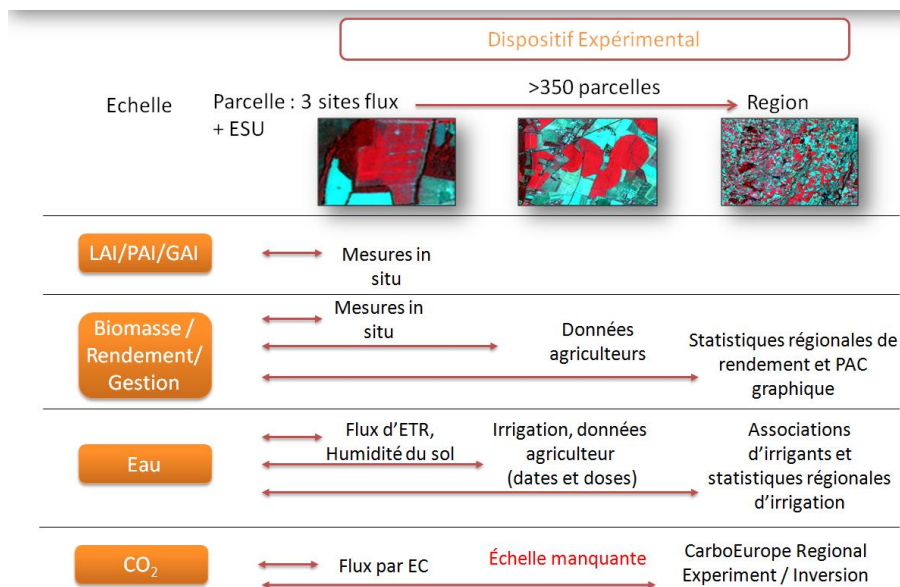


Figure 9.4 : Représentation schématique de la stratégie de collecte de données à différentes échelles spatiales pour différentes variables en lien avec le fonctionnement (flux d'eau et de CO₂...) et le développement des cultures sur la zone d'étude du Chantier Sud Ouest.

5. Choix d'élargissement de la zone d'étude vers les Pyrénées

En 2010, le périmètre traditionnel du Chantier s'est élargi pour inclure le massif Pyrénéen dans le cadre du Projet Interreg IVa FLUXPYR tout en contribuant activement au développement de l'Observatoire Pyrénéen du Changement Climatique (OPCC) porté par la Commission de Travail de Pyrénées (CTP) et initié par la Région Midi Pyrénées et l'ARPE. J'étais avec le Centre Technique Forestier de la Catalogne (CTFC) à l'initiative du projet Fluxpyr dont j'ai coordonné le montage pour le CESBIO et l'ensemble des partenaires français du projet. La raison de cet élargissement géographique tient au fait qu'une grande partie de l'eau utilisée en plaine notamment pour l'agriculture provient des Pyrénées (qui fait office de château d'eau) et qu'il existe par ailleurs actuellement une dynamique de boisement des zones de pâtures intermédiaires des piémonts Pyrénéens ce qui aura un impact significatif sur l'évolution des stocks de C à l'échelle régionale. Le recrutement de Simon Gascoin nous a permis d'avancer de manière très significative sur la cartographie et l'étude de la dynamique du manteau neigeux sur les Pyrénées.

Le fait de travailler sur le massif Pyrénéen nous a amenés à utiliser des données de télédétection à résolutions plus basses (données Landsat, MODIS...) couvrant des étendues plus larges que les données SPOT et Formosat-2 avec lesquelles nous travaillions habituellement et donc de commencer à couvrir l'ensemble du bassin Adour Garonne dans nos approches de cartographie et de modélisation spatialisée. Cette extension de zone de travail nous a aussi permis, pour quelques années durant lesquelles le nombre d'acquisition d'images avait été suffisant (par exemple 2010), d'effectuer un travail de cartographie de

l'occupation à l'échelle du massif Pyrénéen et du grand Sud Ouest à partir de données Landsat (Figure 9.5). Cette nouvelle étape nous a permis d'approfondir nos réflexions concernant les stratégies de collectes d'information, développement d'outils... en vue de l'utilisation des données des futurs capteurs comme Sentinel-2 ou Landsat 8 qui auront une couverture globale à haute résolution spatiale et temporelle.

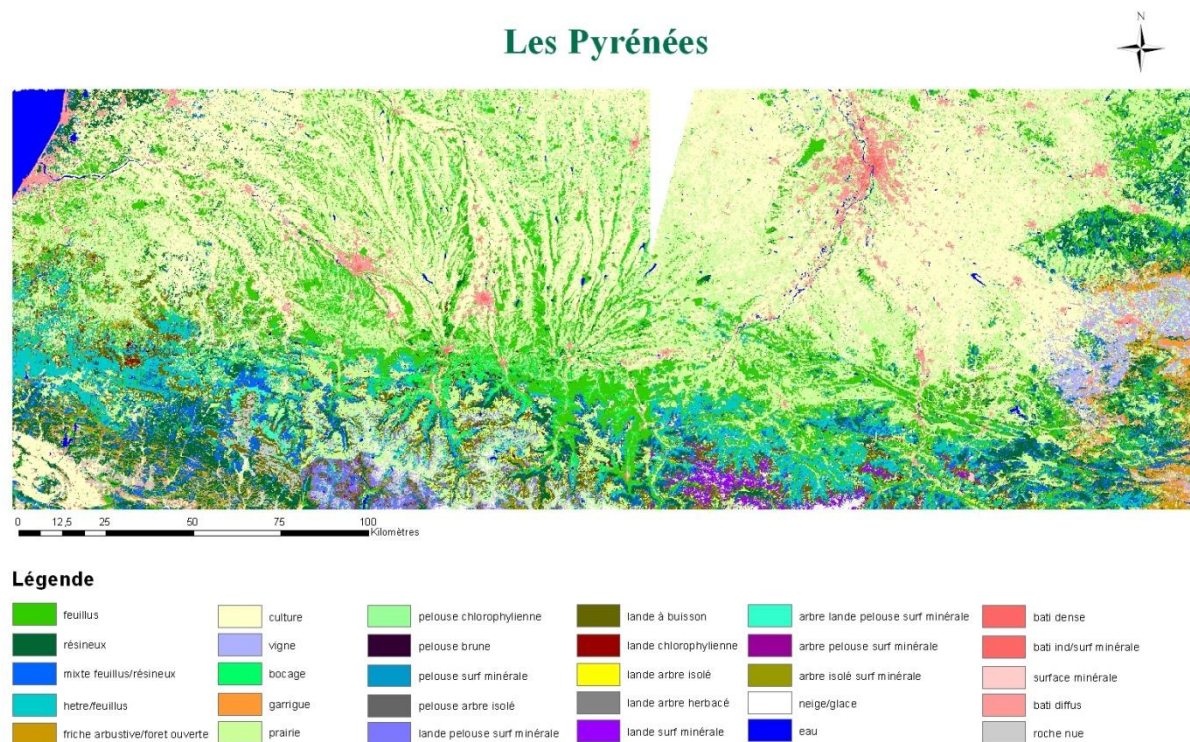


Figure 9.5 : Carte d'occupation du sol sur l'ensemble du massif Pyrénéen à partir de données Landsat (2009-2010). Réalisation Danielle Ducrot.

6. Perspectives d'évolution du Chantier Sud Ouest

Dans les années à venir le Chantier risque de suivre un certain nombre d'évolutions liées pour l'essentiel à l'arrivée des nouveaux capteurs satellitaires comme Sentinel-2 qui va modifier nos habitudes de travail et élargir les possibilités d'études et champs thématiques. En effet, les zones d'observation couvriront une plus grande diversité de couverts végétaux et de gradients climatiques. Cela représente une magnifique opportunité pour le CESBIO de démontrer sa capacité à transposer ses méthodes d'analyses à des contextes plus variés et de prouver la généricité de ses approches qui ont été développées jusqu'alors sur les zones relativement restreintes de l'OSR ou des Chantier Sud Med et Sud Ouest.

La généralisation de l'utilisation combinée de données multi-spectrales pour l'assimilation dans les modèles et la production de cartes des itinéraires techniques agricoles va aussi être rendue possible grâce à des acquisitions plus systématiques de données radar et thermique

sur notre zone d'étude suite au lancement des satellites Sentinel 1 Landsat 8 par exemple. L'émargement de l'OSR au réseau international JECAM va faciliter cette tendance.

Ces évolutions nécessiteront évidemment le renforcement des partenariats initiés dans le cadre de l'OSR avec les structures locales type Chambres d'agriculture, Conseil général, ONF... pour accéder à des données plus variées (et mieux structurées) pour le forçage et la validation des modèles spatialisés mais aussi pour la validation des produits issus de la télédétection (cartes d'occupations du sol, rendements...). Ce travail s'est amorcé depuis des années et est en train de s'accélérer dans le cadre de l'expérience SPOT 4 Take 5 coordonnée par Olivier Hagolle. Il a aussi pour avantage de faire remonter de nouvelles problématiques et attentes de la part de ses partenaires et donc de mieux valoriser le travail scientifique.

Les évolutions du chantier, d'un point de vue instrumental, sont aussi conditionnées par le devenir des réseaux d'observation comme ICOS dont les priorités en termes d'observations sont définies au niveau Européen mais aussi au plan national. Par exemple, la possible implantation du LSCE sur le site de Lannemezan pour des mesures de profils atmosphériques de CO₂ dans le cadre d'ICOS (composante atmosphère) aura des répercussions sur le maintien à long terme ou non de la tour de mesure de flux gérée par le Chantier sur le site du Centre de Recherche Atmosphérique (Laboratoire d'Aérodologie).

Chapitre 10 : Conclusions concernant mes activités de recherche et d'encadrement au CESBIO

Depuis mon arrivée au laboratoire en 2003, le Chantier Sud Ouest a connu une évolution très dynamique grâce au soutien de ses directeurs successifs, mais aussi grâce au soutien financier et en personnel de nos tutelles et à la grande implication de tous les collègues du Chantier. Gérard Dedieu et Jean Claude avaient imaginé le concept du Chantier Sud Ouest et de l'OSR même avant ma venue au laboratoire ; cependant, les moyens expérimentaux, humains (7 personnes en tout) et financiers initiaux n'étaient pas suffisants pour sa mise en œuvre opérationnelle.

Grâce à leur appui et à leur confiance, j'ai pu amorcer le développement du Chantier en développant tout d'abord l'axe instrumental avec la mise en place des deux sites expérimentaux d'Auradé et de Lamasquère. J'ai ensuite étendu son évolution aux axes modélisation et télédétection en prenant à ma charge la coordination du Chantier, qui a depuis acquis beaucoup de visibilité. Cette croissance et la diversification des thématiques de recherche a nécessité, il y a un an, une réorganisation en sous-groupe qui donne depuis pleine satisfaction aux différents acteurs du Chantier. La richesse de notre jeu de données et le développement de nouvelles méthodes d'analyses ont permis la mise en œuvre de nombreuses collaborations aussi bien avec des partenaires scientifiques que des organismes d'état ou des collectivités territoriales. Il en a découlé par exemple la création de 2 Unités Mixtes de Transfert (UMT eau et Tournesol) et d'un Observatoire Pyrénéen du Changement Climatique.

Cette dynamique a donc été favorisée initialement par le recentrage des activités instrumentales autour des deux premiers sites expérimentaux et par l'acquisition des données indispensables à la bonne compréhension des processus régissant les flux et bilans d'eau de carbone et de GES des agro-écosystèmes. Ces données nous ont aussi permis de tester de nouvelles méthodes adaptées aux agro-écosystèmes pour la décomposition des flux nets de CO₂ et d'eau, et pour l'estimation des bilans GES et leurs incertitudes associées. Ces travaux nous ont amené à mieux identifier les leviers d'actions potentiels pour diminuer l'empreinte environnementale de ces systèmes en établissant par exemple de nouveaux indicateurs tels que l'efficacité d'utilisation de l'eau abordée d'un point de vue écosystémique ou les bilans GES combinant analyse de cycle de vie et mesures de flux in situ.

Nos études nous ont aussi permis d'identifier de nouvelles pistes prometteuses comme l'introduction de couverts intermédiaires dans les rotations de culture qui peuvent avoir un effet très positif à la fois sur les bilans C des parcelles mais aussi d'un point de vue strictement climatique via la modification des bilans énergétiques de surface en lien avec les changements d'albédo qu'ils engendrent. Ces hypothèses seront testées dans les mois à venir grâce à la mise en place d'une expérimentation spécifique sur le site de Lamasquère et

via des collaborations avec la Chambre Régionale d'Agriculture et l'Unité AGIR de l'INRA (ANR MicMac Design) sur un ensemble de placettes expérimentales.

Ces données se sont aussi avérées très utiles pour le développement au CESBIO de modélisations mécanistes des flux et bilans d'eau, de carbone et de GES à l'échelle parcellaire (modèles ICASTICS, ICARE) mais aussi pour la validation des modèles spatialisés tels que SAFY et SAMIR. Ces données ont largement été valorisées au travers de collaborations externes avec l'INRA, le CNRM, le Max Planck Institute...et à ce jour près de 120 équipes de par le monde utilisent nos données pour améliorer leur compréhension des processus de surface et développer/valider une large gamme de modèles biogéochimiques. Ces diverses collaborations ont renforcé ma conviction qu'il est indispensable de finaliser un modèle mécaniste capable de simuler les flux d'eau, de carbone et de GES spécifiquement pour les agro-écosystèmes. En effet un tel modèle permettrait d'étudier divers scénarii de gestion, de climat...et donc d'une part de tester une plus large gamme de leviers permettant de maintenir de bons niveaux de productivité pour les grandes cultures tout en réduisant leurs impacts environnementaux (consommation en eau, émissions de GES...) et d'autre part de mieux se préparer aux évolutions climatiques et de gestion des cultures qui vont découler des changements globaux à venir. Ce travail progresse régulièrement mais à un rythme modéré depuis quelques années par manque de moyens humains, mais il pourrait se réaliser à l'avenir en collaboration étroite avec l'INRA, pour un gain d'efficacité, via l'ajout de modules mécanistes (photosynthèse, respiration autotrophe...) au modèle de culture STICS, en profitant de la nouvelle version du modèle intégré dans la plateforme RECORD.

Ces expérimentations nous ont enfin amené à mieux orienter nos stratégies d'observation des agro-écosystèmes par télédétection ou par enquêtes de terrain. Des acquisitions satellitales mieux ciblées et dans différents domaines spectraux nous ont permis d'améliorer les produits de type carte d'occupation du sol, de rotations culturales, d'itinéraires culturaux, de variables biophysiques (GAI, humidité du sol...) indispensables à la modélisation spatialisée des productions de biomasse, de rendement, de bilans eau et C des cultures. L'assimilation de ces données multispectrales peut aussi constituer un atout considérable pour l'amélioration des variables simulées par les modèles spatialisés. Allant dans ce sens, un gros travail d'analyse du potentiel des données radar pour la caractérisation des couverts agricoles a été initié par Frédéric Baup et Rémy Fieuzal et il semble très prometteur.

Les modèles spatialisés utilisés au laboratoire sont donc amenés à subir des modifications importantes pour pouvoir intégrer ce nouveau type de données mais aussi pour répondre à de nouvelles thématiques émergentes comme la modélisation spatialisées de flux d'ozone ou de N_2O et la prise en compte des couverts intermédiaires sur le fonctionnement régional des cycles biogéochimiques de l'eau du carbone et de l'azote. En particulier, de par leur généralisation au sein du territoire, un travail spécifique 1) sur la cartographie des couverts intermédiaires d'un point de vue localisation, dynamique, reconnaissance d'espèce,

modification de l'albédo et 2) sur la modélisation de leur fonctionnement (adaptation du modèles SAFYE) sera nécessaire pour évaluer leur impact environnemental au niveau régional.

Il apparaît donc très clairement aujourd'hui que le maintien sur le long terme des sites instrumentaux constitue un atout considérable pour la compréhension des cycles biogéochimiques au sein des agro-écosystèmes, et de leurs déterminants climatiques et anthropiques. En effet, les 8 années de mesures effectuées sur les deux sites d'Auradé et Lamasquère nous ont permis de couvrir des années climatiques très variées sur 6 cultures différentes et pour des pratiques agricoles très contrastées. A l'avenir, ces sites pourraient servir de démonstrateurs pour tester de nouvelles variétés cultivées comme les maïs précoces, qui pourraient permettre des économies d'eau substantielles, ou des pratiques de gestion innovantes (couverts intermédiaires...) afin d'en analyser les impacts d'un point de vue production mais aussi les impacts environnementaux (bilans radiatifs, eau, carbone et GES). C'est dans cette logique que les sites d'Auradé et de Lamasquère ont été intégrés en 2012 au réseau d'observation ICOS, ce qui leur garantit des ressources financières pour le maintien des équipements et leur fonctionnement sur les 20 années à venir. Néanmoins l'avenir de ces sites restera incertain tant que des personnels techniques et ingénieurs n'auront pas été affectés pour assurer la collecte et le traitement des données dans la durée.

La coordination du Chantier Sud Ouest a été avant tout pour moi une aventure humaine et scientifique passionnante (parfois exténuante). La richesse du Chantier tient sa source dans la pluridisciplinarité des personnes impliquées et la diversité des thématiques abordées. La coordination de cet ensemble a pu engendrer parfois une gestion complexe à mettre en œuvre mais toujours très enrichissante, et depuis la mise en place de sous-groupes thématiques au sein du Chantier, l'ensemble est bien plus facile à piloter. Je suis donc particulièrement reconnaissant envers mes collègues qui ont accepté d'animer et coordonner ces sous-groupes.

Je tiens aussi à remercier tous mes collègues ingénieurs, techniciens et les personnels administratifs qui travaillent avec une grande efficacité et beaucoup de professionnalisme et sans qui le travail des chercheurs, doctorants et stagiaires du CESBIO ne serait pas possible.

C'est à toutes ces personnes que je dédie mon HDR avec une pensée toute particulière pour mon ami et collègue Pierre Béziat qui nous a quittés en Juillet 2010.

Bibliographie

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.

Adiku, S. G. K., Reichstein, M., Lohila, A., Dinh, N. Q., Aurela, M., Laurila, T., Lueers, J. et Tenhunen, J. D. (2006). PIXGRO: A model for simulating the ecosystem CO₂ exchange and growth of spring barley. *Ecological Modelling* 190(3-4), 260-276.

Adviento-Borbe, M. A. A., Haddix, M. L., Binder, D. L., Walters, D. T. et Dobermann, A. (2007). Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. *Global Change Biology* 13, 1972–1988.

Alletto, L., Coquet, Y. et Roger-Estrade, J. (2010). Two-dimensional spatial variation of soil physical properties in two tillage systems. *Soil Use and Management* 26(4), 432-444.

Ammann, C., Meixner, F.X., Busch, J. et 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.

Anthoni, P. M., Freibauer, A., Kolle, O. et Schulze, E. D. (2004a). Winter wheat carbon exchange in Thuringia, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 121(1-2), 55-67.

Anthoni, P.M., Knohl, A., Rebmann, C., Freibauer, A., Mund, M., Ziegler, W., Kolle, O. et 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. et Shibistova, O. (2006). Water use strategies and ecosystem-atmosphere exchange of CO₂ in two highly seasonal environments. *Biogeosciences* 3, 421-437.

Arrouays, D. et Pelissier, P. (1994). Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant and Soil* 160(2), 215-223.

Arrouays, D., Kicin, J.L., Pélissier, P. et Vion, I. (1994). Evolution des stocks de carbone des sols après déforestation : analyse spatio-temporelle à l'échelle d'un paysage pédologique. *Etude et gestion des sols* (1-2), 7-15.

Aubinet, M., Moureaux, C., Bodson, B., Dufranne, D., Heinesch, B., Suleau, M., Vancutsem, F. et 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(3-4), 407-418.

Avnery, S., Mauzerall, D. L., Liu, J. et Horowitz, L. W. (2011a). Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 crop production losses and economic damage. *Atmospheric Environment* 45(13), 2284-2296.

Baker, J. M. et 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(3-4), 163-177.

Baldocchi, D. (1994). A comparative-study of mass and energy-exchange rates over a closed C-3 (wheat) and an open C-4 (corn) crop .II. CO₂ exchange and water-use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology* 67(3-4), 291-321.

Baldocchi, D., Verma, S. et Anderson, D.E. (1987). Canopy photosynthesis and water-use efficiency in a deciduous forest. *Journal of Applied Ecology* 24, 241-260.

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. et 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.

Baup, F., Fieuzal, R., Mingam, B., Lopes, A., Fjortoft, R., Marais-Sicre, C., Dejoux, J.F, Zribi, M., Baghdadi, N. et Ceschia, E. (2011). Contribution of ALOS, RADARSAT-2 and TerraSAR-X radar data for monitoring agricultural surfaces IGARSS 2011, Jul 2011, Vancouver, Canada. IEEE, 4 pp.

Bernacchi, C. J., Hollinger, S. E. et Meyers, T. (2005). The conversion of the corn/soybean ecosystem to no-till agriculture may result in a carbon sink. *Global Change Biology* 11(11), 1867-1872.

Bernacchi, C.J., Hollinger, S.E. et 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.

Bethenod, O., Katerji, N., Goujet, R., Bertolini, J. M. et Rana, G. (2000). Determination and validation of corn crop transpiration by sap flow measurement under field conditions. *Theoretical and Applied Climatology* 67(3-4), 153-160.

Béziat, P. (2009). Effets des conditions environnementales et des pratiques culturales sur les flux de carbone, d'énergie et l'efficience de l'utilisation de l'eau dans les agrosystèmes : mesures et modélisations de la parcelle au paysage. Université Paul Sabatier Toulouse III, 233 pp.

Béziat, P., Ceschia, E. et Dedieu, G. (2009). Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France. *Agricultural and Forest Meteorology* 149(10), 1628-1645.

Béziat, P., Rivalland, V., Tallec, T., Jarosz, N., Boulet, G., Gentine, P. et Ceschia, E. (2013). Evaluation of a simple approach for crop evapotranspiration partitioning and analysis of the water budget distribution for several crop species. *Agricultural and Forest Meteorology* 177, 46– 56.

Betts, R.A. (2000). Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature*, Vol 408, 187-190.

Bird, D. N., Kunda, M., Mayer, A., Schlamadinger, B., Canella, L. et Johnston, M. (2008). Incorporating changes in albedo in estimating the climate mitigation benefits of land use change projects *Biogeosciences Discuss.* 5, 1511–1543.

Biswas, W. K., L. Barton et Carter, D. (2008). Global warming potential of wheat production in Western Australia: a life cycle assessment. *Water and Environment Journal* 22(3), 206-216.

Bodner, G., Loiskandl, W., Buchan, G. et Kaul, H. P. (2008). Natural and management-induced dynamics of hydraulic conductivity along a cover-cropped field slope. *Geoderma* 146(1-2), 317-325.

Bondeau, A., Smith, P. C., Zaehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Mueller, C., Reichstein, M. et Smith, B. (2007). Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology* 13(3), 679-706.

Boulet, G., Chehbouni, A., Braud, I. et Vauclin, M. (1999). Mosaic versus dual source approaches for modelling the surface energy balance of a semi-arid land. *Hydrology and Earth System Sciences* 3(2), 247-258.

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. et Delecolle, 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(5-6), 311-346.

Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeau, J., Nicoullaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M. et Delécolle, R. (2002). STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie* 22, 69–92.

Brisson, N. et Levraut, F. (éds.) (2010). Changement climatique, agriculture et forêt en France : simulations d'impacts sur les principales espèces. Le Livre Vert du projet CLIMATOR (2007-2010). ADEME 336 pp.

Brutsaert, W. (1982). *Evaporation into the Atmosphere*. D. Reidel, Hingham, Mass 299.

Buchmann, N. et Schulze E.D. (1999). Net CO₂ and H₂O fluxes of terrestrial ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 751-760.

Cabelguenne, M., Debaeke, P. et Bouniols, A. (1999). EPICphase, a version of the EPIC model simulating the effects of water and nitrogen stress on biomass and yield, taking account of developmental stages: Validation on maize, sunflower, sorghum, soybean and winter wheat. *Agricultural Systems* 60, 175–196.

Calanca, P., Vuichard, N., Campbell, C., Viovy, N., Cozic, A., Fuhrer, J. et Soussana, J. F. (2007). Simulating the fluxes of CO₂ and N₂O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agriculture Ecosystems and Environment* 121(1-2), 164-174.

Calvet, J. C., Noilhan, J., Roujean, J.-L., Bessemoulin, P., Cabelguenne, M., Olioso, A. et Wigneron, J.-P. (1998a). An interactive vegetation SVAT model tested against data from six contrasting sites. *Agricultural and Forest Meteorology* 92, 73-95.

Casadebaig, P. (2008). Analyse et modélisation des interactions génotype – environnement -conduite de culture : Application au tournesol (*helianthus annuus*). Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse 195pp.

Ceschia, E., Damesin, C., Lebaube, S., Pontailler, J. Y. et Dufrêne, E. (2002). Spatial and seasonal variations in stem respiration of beech trees (*Fagus sylvatica*). *Annals of Forest Science* 59(8), 801-812.

Ceschia, E., Béziat, P., Dejoux, J.-F., Aubinet, M., Bernhofer, C., Buchmann, N., Carrara, A., Cellier, P., Di Tomasi, P., Elbers, J., Eugster, W., Grünwald, T., Jacob, C., Jans, W., Jones, M., Kutsch, W., Lanigan, G., Magliulo, E., Moors, E., Moureaux, C., Olioso, A., Osborne, B., Saunders, M., Smith, P., Soegaard, H. et Wattenbach, M. (2010). Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139, 363–383.

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. et Schulze, E.D. (2006). Reconciling Carbon-cycle Concepts, Terminology, and Methods. *Ecosystems* 9, 1041-1050.

Chapuis-Lardy, L., Wrage, N., Metay, A., Chotte, J. L. et Bernoux, M. (2007). Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biology* 13, 1–17.

Chen, F., Mitchell, K., Schaake, J., Xue, Y., Pan, H.-L., Koren, V., Duan, Q. Y., Ek, M. et Betts, A. K. (1996). Modeling of land surface evaporation by four schemes and comparison with FIFE observations. *Journal of Geophysical Research* 101, 7251–7268.

Ciais, P., Wattenbach, M., Vuichard, N., Smith, P., Piao, S. L., Don, A., Luyssaert, S., Janssens, I. A., Bondeau, A., Dechow, R., Leip, A., Smith, P. C., Beer, C., van der Werf, G. R., Gervois, S., Van Oost, K., Tomelleri, E., Freibauer, A., Schulze, E. D. et C. S. Team (2010). The European carbon balance. Part 2: croplands. *Global Change Biology* 16(5), 1409-1428.

Claverie, M. (2012). Estimation spatialisée de la biomasse et des besoins en eau des cultures à l'aide de données satellitales à haute résolution spatiale et temporelle: application aux agrosystèmes du Sud-Ouest de la France. Université Paul Sabatier Toulouse III, 270pp.

Claverie, M., Demarez, V., Duchemin, B., Hagolle, O., Ducrot, D., Marais-Sicre, C., Dejoux, J.-F., Huc, M., Keravec, P., Béziat, P., Fieuzal, R., Ceschia, E. et Dedieu, G. (2012). Maize and sunflower biomass estimation in southwest France using high spatial and temporal resolution remote sensing data. *Remote sensing of environment* 124, 844–857.

Conrad, R. (1996). Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiological Reviews* 60, 609–640.

Damesin, C., Ceschia, E., Le Goff, N., Ottorini, J.M. et Dufrêne, E. (2002). Stem and branch respiration of *Fagus sylvatica* : from tree measurements to estimations at the stand level. *New Phytologist* 153, 159-172.

Davi, H., Dufrêne, E., Granier, A., Le Dantec, V., Barbaroux, C., François, C. et Breda, 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(2-4), 387-405.

Demarez, V., Duthoit, S., Baret, F., Weiss, M. et Dedieu, G. (2008). Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs. *Agricultural and Forest Meteorology* 148, 644-655.

Denman, K.L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P.M., Dickinson, R.E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., da Silva Dias, P.L., Wofsy, S.C. et Zhang, X. (2007). Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. et Miller, H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Desjardins, R.L. (1977). Description and evaluation of a sensible heat flux detector. *Boundary-Layer Meteorology* 11, 147-154.

Duchemin, B., Maisongrande, P., Boulet, G. et Benhadj, I. (2008). A simple algorithm for yield estimates: Evaluation for semi-arid irrigated winter wheat monitored with green leaf area index. *Environmental Modelling and Software* 23(7), 876-892.

Ducrot D., Masse A., Marais-Sicre C. et Dejoux J.-F (2010). Multisensor and multitemporal image fusion methods to improve remote sensing image classification Recent Advances in Quantitative Remote Sensing (RAQRS), Sept 2010.

Dufrêne, E. (2007). Mémoire pour l'obtention d'une Habilitation à Diriger des Recherches. Université Paris-Sud Orsay, 43 pp.

Dufrêne, E., Pontailler, J. Y. et Saugier, B. (1993). A branch bag technique for simultaneous CO₂ enrichment and assimilation measurements on beech (*fagus-sylvatica* L). *Plant Cell and Environment* 16(9), 1131-1138.

Dufrêne, E., Davi, H., François, C., le Maire, G., Le Dantec, V. et 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(2-4), 407-436.

Eitzinger, J., Utset, A., Trnka, M., Zalud, Z., Nikolaev, M. et Uskov, I. (2007). Weather and climate and optimization of farm technologies at different input levels. *Managing Weather and Climate Risks in Agriculture* pp 141-170.

Epron, D., Le Dantec, V., Dufrêne, E. et Granier, A. (2001). Seasonal dynamics of soil carbon dioxide efflux and simulated rhizosphere respiration in a beech forest. *Tree Physiology* 21(2-3), 145-152.

Eugster, W. (2008). Ecological processes: wind effects. Jorgensen, S.E., Fath, B.D. (éds.), *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, Oxford pp 3794-3803.

Eugster, W., Moffat, A. M., Ceschia, E., Aubinet, M., Ammann, C., Osborne, B., Davis, P. A., Smith, P., Jacobs, C., Moors, E., Le Dantec, V., Béziat, P., Saunders, M., Jans, W., Gruenwald, T., Rebmann, C.,

Kutsch, W. L., Czerny, R., Janous, D., Moureaux, C., Dufranne, D., Carrara, A., Magliulo, V., Di Tommasi, P., Olesen, J. E., Schelde, K., Oliso, A., Bernhofer, C., Cellier, P., Larmanou, E., Loubet, B., Wattenbach, M., Marloie, O., Sanz, M.-J., Sogaard, H. et Buchmann, N. (2010). Management effects on European cropland respiration. *Agriculture Ecosystems and Environment* 139(3), 346-362.

FAOSTAT (2009). Crop statistics. <http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx>.

Fedoroff, N. V. et Cohen, J. E. (1999). Plants and population: Is there time? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96(11), 5903-5907.

Follett, R. F. (2001). Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil and Tillage Research* 61(1-2), 77-92.

Gabrielle, B., Denoroy, P., Gosse, G., Justes, E. et Andersen, M. N. (1998). Development and evaluation of a CERES-type model for winter oilseed rape. *Field Crops Research* 57(1), 95-111.

Gaillard, G., Hausheer, J. et 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, 49pp.

Gentine, P., Entekhabi, D., Chehbouni, A., Boulet, G. et Duchemin, B. (2007). Analysis of evaporative fraction diurnal behaviour. *Agricultural and Forest Meteorology* 143(1-2), 13-29.

Gervois, S., Ciais, P., de Noblet-Ducoudre, N., Brisson, N., Vuichard, N. et Viovy, N. (2008). Carbon and water balance of European croplands throughout the 20th century. *Global Biogeochemical Cycles* 22(2).

GIEC, (2001a) : Changements climatiques 2001. Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au Troisième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K. et Johnson, C.A. (éds.), Cambridge University Press, Cambridge, Royaume Uni 881 pp.

GIEC, (2007a) : Changements climatiques 2007. "Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat." Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. et Miller, H.L. (éds.). Cambridge University Press, Cambridge, Royaume Uni et New York, NY, États-Unis 996 pp.

Granier, A., Biron, P., Breda, N., Pontailier, J. Y. et Saugier, B. (1996). Transpiration of trees and forest stands: Short and longterm monitoring using sapflow methods. *Global Change Biology* 2(3), 265-274.

Granier, A., Ceschia, E., Damesin, C., Dufrêne, E., Epron, D., Gross, P., Lebaube, S., Le Dantec, V., Le Goff, N., Lemoine, D., Lucot, E., Ottorini, J. M., Pontailier, J. Y. et Saugier, B. (2000). The carbon balance of a young Beech forest. *Functional Ecology* 14(3), 312-325.

Grant, R. F., Arkebauer, T. J., Dobermann, A., Hubbard, K. G., Schimelfenig, T. T., Suyker, A. E., Verma, S. B. et Walters, D. T. (2007). Net biome productivity of irrigated and rainfed maize-soybean rotations: Modeling vs. measurements. *Agronomy Journal* 99(6), 1404-1423.

Guinée, J. B. et Lindeijer, E. (2002). Handbook on life cycle assessment : operational guide to the ISO standards. Kluwer 704 pp.

Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W. et Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science* 307(5709), 550-555.

Hadria, R., Duchemin, B., Jarlan, L., Bouvet, A., Dedieu, G., Baup, F., Khabba, S. et Olios, A. (2010). Potentiality of optical and radar satellite data at high spatio-temporal resolutions for the monitoring of irrigated wheat crops in Morocco. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12, 32-37 (DOI: 10.1016/j.jag.2009.09.003).

Halberg, N., van der, H. M. G., Basset-Mens, C., Dalgaard, R. et de Boer, I. J. M. (2005). Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of european livestock production systems. *Livestock Production Science* 96, 33-50.

Hollinger, S. E., Bernacchi, C. J. et Meyers, T. P. (2005). Carbon budget of mature no-till ecosystem in North Central Region of the United States. *Agricultural and Forest Meteorology* 136(1-2), 88-89.

Hoyaux, J., Moureaux, C., Tourneur, D., Bodson, B. et Aubinet, M. (2008). Extrapolating gross primary productivity from leaf to canopy scale in a winter wheat crop. *Agricultural and Forest Meteorology* 148(4), 668-679.

Hu, Z., Yu, G., Fu, Y., Sun, X., Li, Y., Shi, P., Wang, Y. et 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. et 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.

Huang, J. K., Pray, C. et Rozelle, S. (2002). Enhancing the crops to feed the poor. *Nature* 418(6898), 678-684.

Huang, Y., Yu, Y., Zhang, W., Sun, W., Liu, S., Jiang, J., Wu, J., Yu, W., Wang, Y. et Yang, Z. (2009). Agro-C: A biogeophysical model for simulating the carbon budget of agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 149(1), 106-129.

Hutchinson, G. L. et Davidson, E. A. (1993). Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil. In L.A. Harper et al. (ed.) *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*. ASA Spec. Publ. No. 55, Agronomy Society of America, Madison, Wisc. pp 79-93.

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. et Dolman, A. J. (2003). Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science* 300(5625), 1538-1542.

Janzen, H. H., Campbell, C. A., Izaurrealde, R. C., Ellert, B. H., Juma, N., McGill, W. B. et Zentner, R. P. (1998). Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil and Tillage Research* 47(3-4), 181-195.

Jarosz, N., Brunet, Y., Lamaud, E., Irvine, M., Bonnefond, J.-M. et 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.

Jassal, R.S., Black, T.A., Spittlehouse, D.L., Brummer, C. et Nescic, Z. (2009). Evapotranspiration and water use efficiency in different-aged Pacific Northwest Douglas-fir stands. *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 1168-1178.

Karam, F., Lahoud, R., Masaad, R., Kabalan, R., Breidi, J., Chalita, C., et Rouphael, 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. et 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. et Rana, G. (2008). Water use efficiency of crops cultivated in the Mediterranean region: review and analysis. *European Journal of Agronomy* 28 (4), 493–507.

Keppler, F., Hamilton, J. T. G., Brass, M. et Rockmann, T. (2006). Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature* 439, 187–191.

Kleemann, S. et Gill, G. (2010). Variation in the response of canola cultivars to changes in row spacing. *Proceeding of the 15th Australian Society of Agronomy Conference. Australian Society of Agronomy, Lincoln, New Zealand.*

Klemedtsson, L., Jansson, P.-E., Gustafsson, D., Karlberg, L., Weslien, P., von Arnold, K., Ernfors, M., Langvall, O. et Lindroth, A. (2008). Bayesian calibration method used to elucidate carbon turnover in forest on drained organic soil. *Biogeochemistry* 89(1), 61-79.

Knowles, R. (1993). Methane : Processes of Production and Consumption. In Rolston, D., Duxbury, J., Harper, L., et Mosier, A., (éds), *Agricultural Ecosystem Effects on trace Gases and Global Climate Change* chapter 10. ASA Special publication 55.

Kurbatova, J., Li, C., Varlagin, A., Xiao, X. et Vygodskaya, N. (2008). Modeling carbon dynamics in two adjacent spruce forests with different soil conditions in Russia. *Biogeosciences* 5(4), 969-980.

Kuikman, P.J., v. d Hoek, K. W., Smit, A. et 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* 40 pp.

Kutsch, W. L., Aubinet, M., Buchmann, N., Smith, P., Osborne, B., Eugster, W., Wattenbach, M., Schrumpf, M., Schulze, E. D., Tomelleri, E., Ceschia, E., Bernhofer, C., Béziat, P., Carrara, A., Di Tommasi, P., Gruenwald, T., Jones, M., Magliulo, V., Marloie, O., Moureaux, C., Olioso, A., Sanz, M. J., Saunders, M., Sogaard, H. et Ziegler, W. (2010). The net biome production of full crop rotations in Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment* 139(3), 336-345.

Lal, R. (1997). Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil and Tillage Research* 43(1-2), 81-107.

Lal, R. (2004). Carbon emission from farm operations. *Environment International* 30(7), 981-990.

Lamaud, E., Brunet, Y. et Berbigier, P. (1996). Radiation and water use efficiencies of two coniferous forest canopies. *Physics and Chemistry of The Earth* 21, 361-365.

Lauenroth, W. K., Wade, A. A., Williamson, M. A., Ross, B. E., Kumar, S. et Cariveau, D. P. (2006). Uncertainty in calculations of net primary production for grasslands. *Ecosystems* 9(5), 843-851.

Lecoeur, J., Poire-Lassus, R., Christophe, A., Pallas, B., Casadebaig, P., Debaeke, P., Vear, F. et Guillioni, L. (2011). Quantifying physiological determinants of genetic variation for yield potential in sunflower. *SUNFLO: A model-based analysis. Functional Plant Biology* 38, 246–259.

Lehuger, S., Gabrielle, B., Van Oijen, M., Makowski, D., Germon, J.-C., Morvan, T. et Hénault, C. (2009). Bayesian calibration of the nitrous oxide emission module of an agro-ecosystem model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133 (3-4), 208-222.

Lehuger, S., Gabrielle, B., Cellier, P., Loubet, B., Roche, R., Béziat, P., Ceschia, E. et Wattenbach, M. (2010). Predicting the net carbon exchanges of crop rotations in Europe with an agro-ecosystem model. *Agriculture Ecosystems and Environment* 139(3), 384-395.

Li, C. S., Frolking, S. et Butterbach-Bahl, K. (2005). Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change* 72, 321–338.

Li, L. et 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. et 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.

Liozon, R. (1998). Effets d'un enrichissement en CO₂ sur la photosynthèse et la croissance de petits couverts de hêtres (*Fagus sylvatica* L.). Thèse de l'Université de Paris-Sud Orsay 176 pp.

Liozon, R., Badeck, F. W., Genty, B., Meyer, S. et Saugier, B. (2000). Leaf photosynthetic characteristics of beech (*Fagus sylvatica*) saplings during three years of exposure to elevated CO₂ concentration. *Tree Physiology* 20(4), 239-247.

Maier, C. A., Zarnoch, S. J. et Dougherty, P. M. (1998). Effects of temperature and tissue nitrogen on dormant season stem and branch maintenance respiration in a young loblolly pine (*Pinus taeda*) plantation. *Tree Physiology* 18(1), 11-20.

Medhurst, J., Parsby, J., Linder, S., Wallin, G., Ceschia, E. et Slaney, M. (2006). A whole-tree chamber system for examining tree-level physiological responses of field-grown trees to environmental variation and climate change. *Plant Cell and Environment* 29(9), 1853-1869.

Medrano, H., Flexas, J. et 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.

Merlin, O., Al Bitar, A., Rivalland, V., Béziat, P., Ceschia, E. et Dedieu, G. (2011). An Analytical Model of Evaporation Efficiency for Unsaturated Soil Surfaces with an Arbitrary Thickness. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 50, 457–471.

Mertens, J., Madsen, H., Kristensen, M., Jacques, D. et Feyen, J. (2005). Sensitivity of soil parameters in unsaturated zone modelling and the relation between effective, laboratory and in situ estimates. *Hydrological Processes* 19(8), 1611-1633.

Moors, E. J., Jacobs, C., Jans, W., Supit, I., Kutsch, W. L., Bernhofer, C., Béziat, P., Buchmann, N., Carrara, A., Ceschia, E., Elbers, J., Eugster, W., Kruijt, B., Loubet, B., Magliulo, E., Moureaux, C., Olioso, A., Saunders, M. et Soegaard, H. (2010). Variability in carbon exchange of European croplands. *Agriculture Ecosystems and Environment* 139(3), 325-335.

Mosier, A. R., Duxbury, J. M., Freney, J. R., Heinemeyer, O., Minami, K. et Johnson, D. E. (1998). Mitigating agricultural emissions of methane. *Climatic Change* 40, 39–80.

Mosier, A. R., Halvorson, A. D., Peterson, G. A., Robertson, G. P. et Sherrod, L. (2005). Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72, 67–76.

Moureaux, C., Debacq, A., Bodson, B., Heinesch, B. et Aubinet, M. (2006). Annual net ecosystem carbon exchange by a sugar beet crop. *Agricultural and Forest Meteorology* 139(1-2), 25-39.

Moureaux, C., Debacq, A., Hoyaux, J., Suleau, M., Tourneur, D., Vancutsem, F., Bodson, B. et Aubinet, M. (2008). Carbon balance assessment of a Belgian winter wheat crop (*Triticum aestivum* L.). *Global Change Biology* 14(6), 1353-1366.

Möller, C. M., Müller, D. et Nielsen, J. (1954). Respiration in stem and branches of beech. *Det Forstlige Forsøgsvæsen i Danmark* 21, 273-301.

Muñoz, I., Campra, P. et Fernandez-Alba, A. R. (2010). Including CO₂-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15(7), 672-681.

Nemecek, T., Heil, A., Huguenin, O., Erzinger, S., Blaser, S., Dux, D. et Zimmerman, A. (2003). Life Cycle Inventories of Production Systems. Final report Ecoinvent 2000, No 15. FAL Reckenholz, FAT Tanikon, Swiss Centre For Life Cycle Inventories, Dubendorf, CH.

Nisbet, R., Fisher, R., Nimmo, R., Bendall, D., Crill, P., Gallego-Sala, A., Hornibrook, E., López-Juez, E., Lowry, D., Nisbet, P., Shuckburgh, E., Sriskantharajah, S., Howe, C. et Nisbet, E. (2009). Emission of methane from plants. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* 276, 1347–1354.

Noilhan, J. et Mahfouf, J.F. (1996). The ISBA land surface parameterization scheme. *Global Planetary Change* 13, 145-159.

Noilhan, J. et Planton, S. (1989). A simple parameterisation of land surface processes for meteorological

models. *Monthly Weather Review* 117, 536-549.

Ojima, D. S., Valentine, D. W., Mosier, A. R., Parton, W. J. et Schimel, D. S. (1993). Effect of Land-use Change on Methane Oxidation in Temperate Forest and Grassland Soils. *Chemosphere* 26, 675–685.

Ogée J., Peylin P., Ciais P., Bariac T., Brunet Y., Berbigier P., Roche C., Richard P., Bardoux G. et Bonnefond J.-M. (2003a). Partitioning net ecosystem exchange into net assimilation and respiration using $^{13}\text{CO}_2$ measurements: a cost-effective sampling strategy. *Global Biogeochemical Cycles*, 17, GB107, doi:10.1029/2002GB001995

Osborne, B., Saunders, M., Walmsley, D., Jones, M. et Smith, P. (2010). Key Questions and Uncertainties Associated with the Assessment of the Cropland Greenhouse Gas Balance. *Agriculture, Ecosystems Environment* 139, 293–301.

Pala, M., Ryan, J., Zhang, H., Singh, M. et Harris, H.C. (2007). Water-use efficiency of wheat-based rotation systems in a Mediterranean environment. *Agricultural Water Management* 93, 136-144.

Pathak, H., Li, C. et Wassmann, R. (2005). Greenhouse gas emissions from Indian rice fields: calibration and upscaling using the DNDC model. *Biogeosciences* 2(2), 113-123.

Pattey, E., Strachan, I. B., Desjardins, R. L. et Massheder, J. (2002). Measuring nighttime CO_2 flux over terrestrial ecosystems using eddy covariance and nocturnal boundary layer methods. *Agricultural and Forest Meteorology* 113(1-4), 145-158.

Paustian, K., Elliott, E. T. et Carter, M. R. (1998a). Tillage and crop management impacts on soil C storage: use of long-term experimental data. *Soil and Tillage Research* 47(3-4), 7-12.

Paustian, K., Elliot, E. T. et Killian, K. (1998b). Modeling soil carbon in relation to management and climate change in some agroecosystems in Central North America. Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A. (éds.). *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press. Boca Raton, FL pp 459–471.

Ponton, S., Flanagan, L.B., Alstad, K.P., Johnson, B.G., Morgenstern, K., Kljun, N., Black, T.A. et 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.

Powlson, D. S., Smith, P., Coleman, K., Smith, J. U., Glendining, M. J., Korschens, M. et Franko, U. (1998). A European network of long-term sites for studies on soil organic matter. *Soil and Tillage Research* 47(3-4), 263-274.

PROLEA. (2006). Dossier de presse pour le salon de l'agriculture. Disponible sur le site : www.prolea.com. Consulté le 29 Mars 2007.

Qiu, G.Y., Wang, L., He, X., Zhang, X., Chen, S., Chen, J. et 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 (11), 1848–1859.

Rabl, A., Benoist, A., Dron, D., Peuportier, B., Spadaro, J. V. et Zoughaib, A. (2007). How to account for CO_2 emissions from biomass in an LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 281–281.

Rayment, M. B. et Jarvis, P. G. (2000). Temporal and spatial variation of soil CO₂ efflux in a Canadian boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 32(1), 35-45.

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. et Valentini, R. (2005). On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11(9), 1424-1439.

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. et 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.

Richter, D. d., Jr., Hofmockel, M., Callaham, M. A., Jr., Powlson, D. S. et. Smith, P (2007). Long-term soil experiments: Keys to managing Earth's rapidly changing ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 71(2), 266-279.

Rinne, H. J. I., Guenther, A. B., Warneke, C., de Gouw, J. A. et Luxembourg, S. L. (2001). Disjunct eddy covariance technique for trace gas flux measurements. *Geophysical Research Letters* 28(16), 3139-3142.

Ritchie, J.T. (1972). Model for Predicting Evaporation from a Row Crop with incomplete Cover. *Water Resource Resarch* 8, 1204-1213.

Ritchie, J.T. et 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. et 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.

Robertson, G. et Grace, P. (2004). Greenhouse Gas Fluxes in Tropical and Temperate Agriculture: The need for a Full-Cost accounting of Global Warming Potentials. *Environment, Development and Sustainability* 6, 51-63.

Robertson, G. P., Paul, E. A. et Harwood, R. R. (2000). Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289(5486), 1922-1925.

Rojstaczer, S., Sterling, S. M. et Moore, N. J. (2001). Human appropriation of photosynthesis products. *Science* 294(5551), 2549-2552.

Roupsard, O., Bonnefond, J.-M., Irvine, M., Berbigier, P., Nouvellon, Y., Dauzat, J., Taga, S., Hamel, O., Jourdan, C., Saint-André, L., Mialet-Serra, I., Labrousse, J.-P., Epron, D., Joffre, R., Braconnier, S., Rouzière, A., Navarro, M. et Bouillet, J.-P. (2006). Partitioning energy and evapo-transpiration above and

below a tropical palm canopy. *Agricultural and Forest Meteorology* 139, 252-268.

Saito, M., Miyata, A., Nagai, H. et Yamada, T. (2005). Seasonal variation of carbon dioxide exchange in rice paddy field in Japan. *Agricultural and Forest Meteorology* 135(1-4), 93-109.

Salinger, M. J. (2007). Agriculture's influence on climate during the Holocene. *Agricultural and Forest Meteorology* 142(2-4), 96-102.

Sellers, P. J., Dickinson, R. E., Randall, D. A., Betts, A. K., Hall, F. G., Berry, J. A., Collatz, G. J., Denning, A. S., Mooney, H. A., Nobre, C. A., Sato, N., Field, C. B. et Henderson-Sellers, A. (1997). Modeling the Exchanges of Energy, Water, and Carbon Between Continents and the Atmosphere. *Science*, 275(5299), 502-509.

Schulze, E. D., Luyssaert, S., Ciais, P., Freibauer, A., Janssens, I. A., Soussana, J. F., Smith, P., Grace, J., Levin, I., Thiruchittampalam, B., Heimann, M., Dolman, A. J., Valentini, R., Bousquet, P., Peylin, P., Peters, W., Roedenbeck, C., Etiope, G., Vuichard, N., Wattenbach, M., Nabuurs, G. J., Poussi, Z., Nieschulze, J., Gash, J. H. and the CarboEurope team (2009). Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geoscience* 2(12), 842-850.

Shuttleworth, W.J. et 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. et Bennett, J.M. (1984). Water-Use Efficiency in Crop Production. *BioScience* 34, 36-40.

Smith, P. (2004). How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* 10(11), 1878-1883.

Smith, P., Powelson, D. S., Smith, J. U., Falloon, P. et Coleman, K. (2000). Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology* 6(5), 525-539.

Smith, P., Falloon, P., Smith, J.U. et Powelson, D.S. (Eds.), (2001). Soil Organic Matter Network (SOMNET): 2001 Model and Experimental Metadata. GCTE Report 7 (2nd Edition), GCTE Focus 3 Office, Wallingford, Oxon 224 pp.

Smith, P., Falloon, P. D., Korschens, M., Shevtsova, L. K., Franko, U., Romanenkov, V., Coleman, K., Rodionova, V., Smith, J. U. et Schramm, G. (2002). EuroSOMNET - a European database of long-term experiments on soil organic matter: the WWW metadatabase. *Journal of Agricultural Science* 138, 123-134.

Smith, P., Andren, O., Karlsson, T., Perala, P., Regina, K., Rounsevell, M. et van Wesemael, B. (2005). Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11(12), 2153-2163.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B. et Sirotenko, O. (2007). Agriculture. In *Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*,

Metz, B. et Davidson, O. R. et Bosch, P. R. et Dave, R. et Meyer, L. A.[eds.]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Smith, P., Nabuurs, G.-J., Janssens, I. A., Reis, S., Marland, G., Soussana, J.-F., Christensen, T. R., Heath, L., Apps, M., Alexeyev, V., Fang, J., Gattuso, J.-P., Guerschman, J. P., Huang, Y., Jobbagy, E., Murdiyarso, D., Ni, J., Nobre, A., Peng, C., Walcroft, A., Wang, S. Q., Pan, Y. et Zhou, G. S. (2008). Sectoral approaches to improve regional carbon budgets. *Climatic Change* 88(3-4), 209-249.

Smith, P., Lanigan, G., Kutsch, W. L., Buchmann, N., Eugster, W., Aubinet, M., Ceschia, E., Béziat, P., Yeluripati, J. B., Osborne, B., Moors, E. J., Brut, A., Wattenbach, M., Saunders, M. et Jones, M. (2010). Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. *Agriculture Ecosystems and Environment* 139(3), 302-315.

Soltner, D. (1972). Les bases de la production végétale. Tome I Le Sol. Sciences et Techniques Agricoles 395 pp.

Soussana, J. F., Fuhrer, J., Jones, M. et Van Amstel, A. (2007). The greenhouse gas balance of grasslands in Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment* 121, 1–4.

Steduto, P. et 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., Uñlu, M., Mastroilli, M. et 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.

Steduto, P., Cetinkoku, O., Albrizio, R. et Kanber, R. (2002). Automated closed-system canopy-chamber for continuous field-crop monitoring of CO₂ and H₂O fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* 111(3), 171-186.

Steiner, J.L. et Hatfield, J.L. (2008). Winds of change: a century of agroclimate research. *Agronomy Journal* 100 (Suppl. 3), 132–152.

Stella, P., Personne, E., Loubet, B., Lamaud, E., Ceschia, E., Béziat, P., Bonnefond, J. M., Irvine, M., Keravec, P., Mascher, N. et Cellier, P. (2012). Predicting and partitioning ozone fluxes to maize crops from sowing to harvest: the Surf atm-O₃ model. *Biogeosciences* 8, 2869-2886.

Stockfors, J. et Linder, S. (1998). Effect of nitrogen on the seasonal course of growth and maintenance respiration in stems of Norway spruce trees. *Tree Physiology* 18(3), 155-166.

Su, Z., Zhang, J., Wu, W., Cai, D., Lv, J., Jiang, G., Huang, J., Gao, J., Hartmann, R. et 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., Bernhofer, C., Béziat, P., Buchmann, N., Ceschia, E., Doherty, R., Eugster, W., Gruenwald, T., Kutsch, W., Smith, P. et Wattenbach, M. (2010). A linked carbon cycle and crop developmental model: Description and evaluation against measurements of carbon fluxes and carbon

stocks at several European agricultural sites. *Agriculture Ecosystems and Environment* 139(3), 402-418.

Suyker, A. E., Verma, S. B., Burba, G. G. et 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(3-4), 180-190.

Suyker, A. E. et Verma, S. B. (2008). Interannual water vapor and energy exchange in an irrigated maize-based agroecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology* 148(3), 417-427.

Suyker, A. E. et Verma, S. B. (2009). Evapotranspiration of irrigated and rainfed maize-soybean cropping systems. *Agricultural and Forest Meteorology* 149(3-4), 443-452.

Talleg, T., Béziat, P., Jarosz, N., Rivalland, V. et Ceschia, E. (2013). Crops' water use efficiencies in temperate climate: comparison of stand, ecosystem and agronomical approaches. *Agricultural and Forest Meteorology* 168, 69–81.

Tambussi, E.A., Bort, J. et 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.

Thomassen, M. A., van Calker, K. J., Smits, M. C. J., Iepema, G. L. et de Boer, I. J. M. (2008). Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* 96, 95–107.

Touriño Soto, I. (2005). Mise en relation de la cartographie du rendement avec la distribution spatiale de l'état de surface du sol observée par télédétection. Application dans un contexte d'agriculture de précision. Thèse de l'école doctorale SEVAB, Université Paul Sabatier-Toulouse III 250 pp.

Trewavas, A. (2002). Malthus foiled again and again. *Nature* 418(6898), 668-670.

Turnipseed, A. A., Pressley, S. N., Karl, T., Lamb, B., Nemitz, E., Allwine, E., Cooper, W. A., Shertz, S. et Guenther, A. B. (2009). The use of disjunct eddy sampling methods for the determination of ecosystem level fluxes of trace gases. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9(3), 981-994.

van Es, H. M., Ogden, C. B., Hill, R. L., Schindelbeck, R. R. et Tsegaye, T. (1999). Integrated assessment of space, time, and management-related variability of soil hydraulic properties. *Soil Science Society of America Journal* 63(6), 1599-1608.

Vergé, X. P. C., De Kimpe, C. et Desjardins, R. L. (2007). Agricultural production, greenhouse gas emissions and mitigation potential. *Agricultural and Forest Meteorology* 142(2-4), 255-269.

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. S., Ginting, D., Hubbard, K. G., Gitelson, A. A. et Walter-Shea, E. A. (2005). Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 131(1-2), 77-96.

Wallin, G., Linder, S., Lindroth, A., Rantfors, M., Flemberg, S. et Grelle, A. (2001). Carbon dioxide exchange in Norway spruce at the shoot, tree and ecosystem scale. *Tree Physiology* 21(12-13), 969-976.

Wang, J., Yu, Q. et Lee, X. (2007). Simulation of crop growth and energy and carbon dioxide fluxes at different time steps from hourly to daily. *Hydrological Processes* 21, 2474–2492.

Wattenbach, M., Sus, O., Vuichard, N., Lehuger, S., Gottschalk, P., Li, L., Leip, A., Williams, M., Tomelleri, E., Kutsch, W. L., Buchmann, N., Eugster, W., Dietiker, D., Aubinet, M., Ceschia, E., Béziat, P., Gruenwald, T., Hastings, A., Osborne, B., Ciais, P., Cellier, P. et Smith, P. (2010). The carbon balance of European croplands: A cross-site comparison of simulation models. *Agriculture Ecosystems and Environment* 139(3), 419-453.

West, T. O. et Marland, G. (2002). Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. *Environmental Pollution* 116(3), 439-444.

Wild, O. (2007). Modelling the global tropospheric ozone budget: exploring the variability in current models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7(10), 2643-2660.

Williams, M., Rastetter, E. B., Fernandes, D. N., Goulden, M. L., Wofsy, S. C., Shaver, G. R., Melillo, J. M., Munger, J. W., Fan, S. M. et Nadelhoffer, K. J. (1996). Modelling the soil-plant-atmosphere continuum in a *Quercus-Acer* stand at Harvard forest: The regulation of stomatal conductance by light, nitrogen and soil/plant hydraulic properties. *Plant Cell and Environment* 19(8), 911-927.

Williams, D.G., Cable, W., Hultine, K., Hoedjes, J.C.B., Yepez, E.A., Simonneaux, V., Er- Raki, S., Boulet, G., de Bruin, H.A.R., Chehbouni, A., Hartogensis, O.K. et Timouk, F. (2004). Evapotranspiration components determined by stable isotope, sap flow and eddy covariance techniques. *Agricultural and Forest Meteorology* 125 (3/4), 241–258.

Xevi, E., Gilley, J. et Feyen, J. (1996). Comparative study of two crop yield simulation models. *Agricultural Water Management* 30, 155–173.

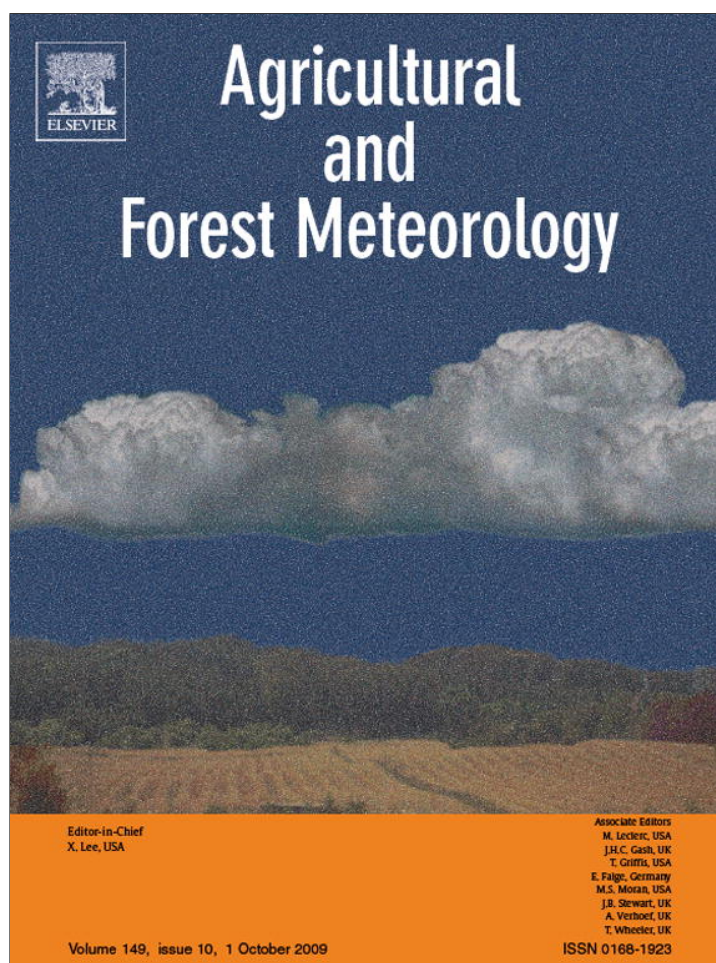
Zhang, Y., Li, C. S., Zhou, X. J. et Moore, B. (2002). A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. *Ecological Modelling* 151(1), 75-108.

Zhao, F.-H., Yu, G.-R., Li, S.-G., Ren, C.-Y., Sun, X.-M., Mi, N., Li, J. et Ouyang, Z. (2007). Canopy water use efficiency of winter wheat in the North China Plain. *Agricultural Water Management* 93, 99-108.

Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M. W. I., Smith, P. et Fuhrer, J. (2007). Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science* 58(3), 658-667.

Zou, J., Liu, S., Qin, Y., Pan, G. et Zhu, D. (2009). "Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. *Agriculture Ecosystems and Environment* 129(4), 516-522.

Annexe 1

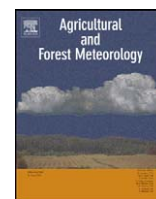


This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/copyright>



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

ARTICLE INFO

Article history:

Received 17 October 2008

Received in revised form 6 May 2009

Accepted 7 May 2009

Keywords:

Crop
Carbon balance
Net ecosystem exchange
Eddy covariance
Management
Uncertainties

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.

© 2009 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. 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 and Saugier, 2003). Currently, croplands represent about one third of Europe's land surface (Smith et al., 2005). 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

* Corresponding author. Tel.: +33 5 61 55 85 27; fax: +33 5 61 55 85 00.
E-mail address: eric.ceschia@cesbio.cnrs.fr (E. Ceschia).

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 and Griffis, 2005; Bernacchi et al., 2005; Hollinger et al., 2005; Pattey et al., 2002; Suyker et al., 2005, 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 and 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, 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.

2. Materials and methods

2.1. 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.

2.2. Field measurements

2.2.1. 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 and 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.

Table 1

Site characteristics and general information on soil and meteorology. Climatic means were measured with each site meteorological station as described in Section 2.2. 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

2.2.2. 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):

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

where r_s is the soil albedo for PPFD, $t\text{PPFD}$ is the PPFD transmitted to soil and $r_t \text{PPFD}$ is the total reflected PPFD by both soil and vegetation measured above vegetation. The first and second term of the right-hand side of Eq. (1) correspond to incoming and

outgoing PPFD relative to the vegetation, respectively. r_s was estimated as the slope of the linear regression between $r_t \text{PPFD}$ 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 $t\text{PPFD}$ 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, MI, 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 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 2.3).

2.2.3. 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 (Fig. 2(a)). For winter wheat, ten 1.5 m 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:

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

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).

2.3. Flux data treatments

2.3.1. 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 min 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 20–25% (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 and 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, Eq. (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.

2.3.2. 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 and 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:

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

or

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

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 μmol m⁻² s⁻¹ and solar elevation angles < 0°.

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., 2001; 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 and 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 min and means of covariances over 5 min 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 and 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.

2.3.3. Flux gapfilling and NEE partitioning between GEP and R_E

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 and 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°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°C as in Lloyd and 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 .

2.3.4. 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 2.3.2. 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 and Hollinger, 2007). We followed the Richardson and 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., 2006).
 - 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:

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

$$\sigma(\delta) = -0.204 \text{ NEE} + 0.47 \quad \text{for NEE} > 0 \quad (R^2 = 0.63) \quad (6b)$$
 - Random noise from a double exponential distribution with 0 mean and $\sigma(\delta)$ standard deviation calculated from Equation 6a and 6b 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 (Eqs (6a) and (6b)) 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](#); [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 $\sigma(\text{OF})$.

2.3.5. 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 ($\text{PAI}_{\max} - 0.5 \leq \text{PAI} \leq \text{PAI}_{\max}$ where $\text{PAI}_{\max}$ 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:

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

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 Eq. (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 Eq. (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 Eq. (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.

3. Results and discussion

3.1. 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 ([Fig. 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 ([Fig. 1d](#)). 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 ([Fig. 1c](#) 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.

3.2. Crop growth and production

For winter crops (rapeseed, triticale and winter wheat), growth started with germination in November and remained slow until March ([Figs. 2](#) and [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 ([Fig. 1](#)). The same phenomenon was observed by [Aubinet et al. \(2009\)](#) for 2007 winter wheat at the Lonzeé site in Belgium. Maximum growth was observed from late April to late May. $\text{PAI}_{\max}$ ([Table 2](#)) and the maximum leaf biomass were reached between the end of April and the middle of May, followed by senescence. 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 ([Fig. 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 ([Fig. 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 ([Figs. 2](#) and [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

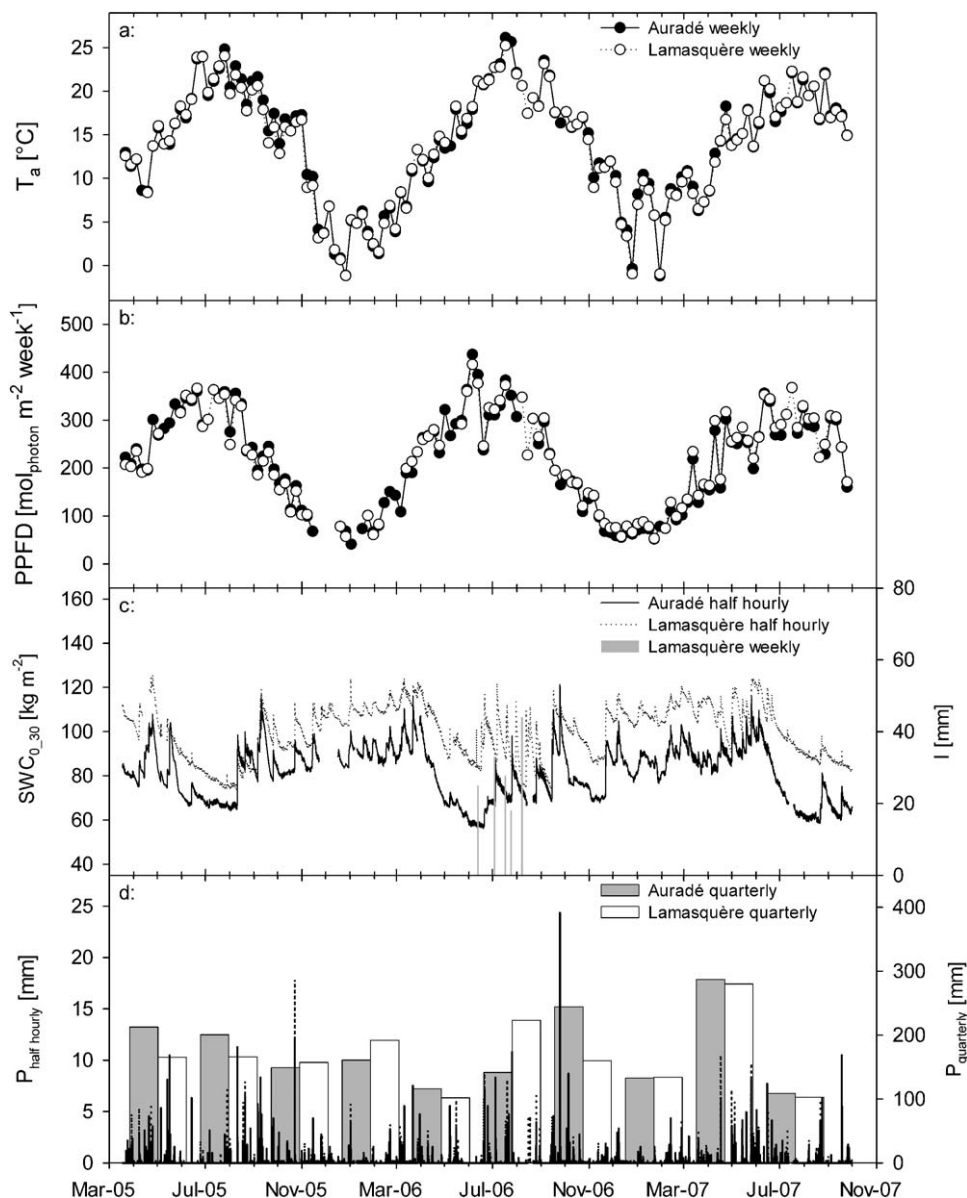


Fig. 1. Evolution of meteorological variables from 18-Mar-2005 to 01-Oct-2007. (a) Weekly averages of air temperature (T_a), and (b) weekly sums of photosynthetic photon flux density (PPFD) at Auradé (solid line and full circles) and Lamasquère (dotted line and open circles). (c and d) The half-hourly 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.

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.

3.3. 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, ...). Fig. 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 Fig. 4.

3.3.1. Gross ecosystem production (GEP)

The dynamics of GEP of the different crops were close to those of PAI (Figs. 2 and 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

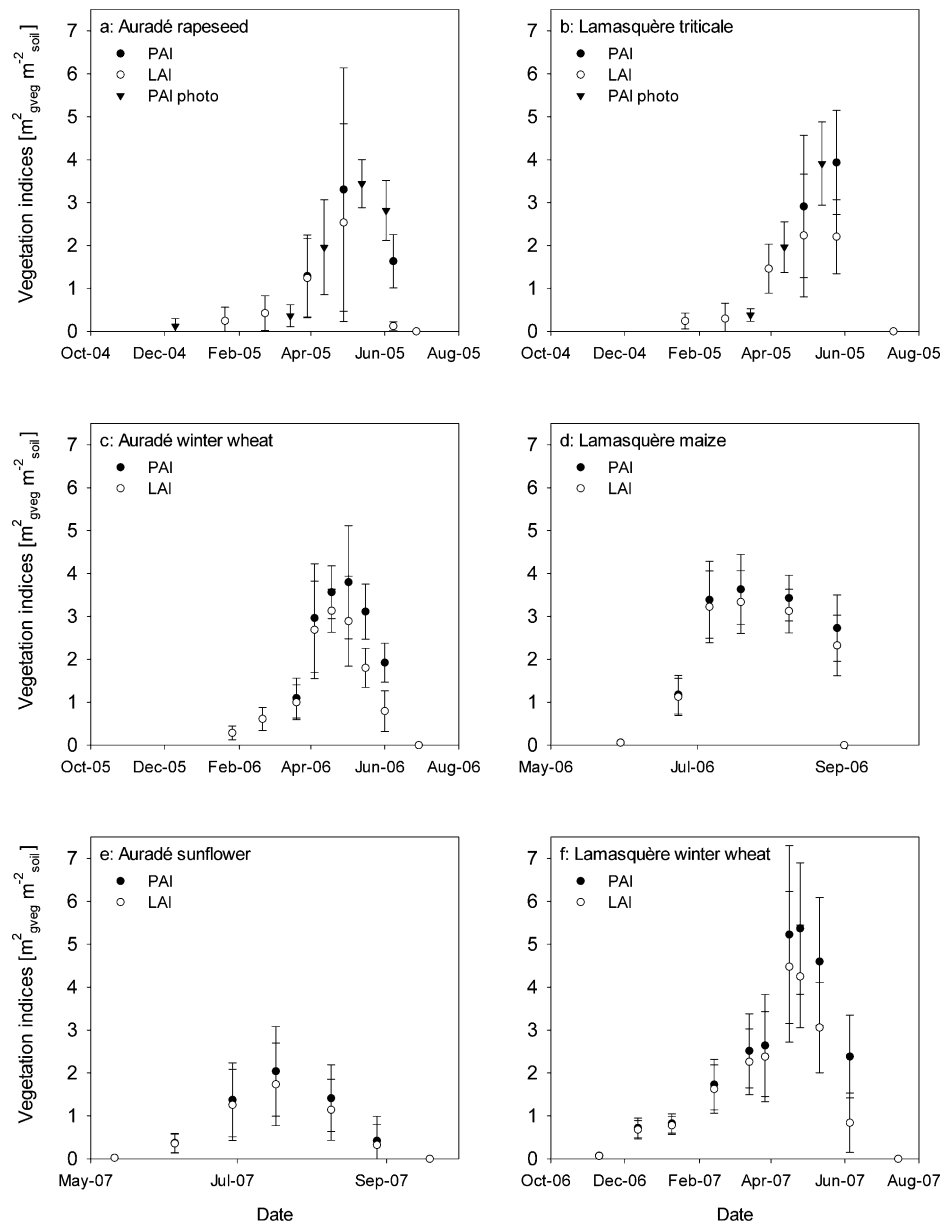


Fig. 2. Evolution of vegetation indices: plant area index (PAI) and leaf area index (LAI) for 2005 (a and b), 2006 (c and d) and 2007 (e and f) crops. The units are green vegetation area per soil area. Vertical full lines (error bars) are $\pm$ standard deviation of each measurement mean. For (a) and (b), full triangles represent PAI measured by means of hemispherical photography (see Section 2.2.3).

Gebesee (Germany) site (Anthoni et al., 2004a) and $-15 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ at the Lonzée (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_{max} 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 $5.8 \text{ g C m}^{-2} \text{ leaves d}^{-1}$ (maximum LAI = $3.4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) and $4.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ leaves d}^{-1}$ (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 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 ($\text{PAI}_{\text{max}} = 2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) 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.

After harvest (see Section 2.1 and Fig. 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

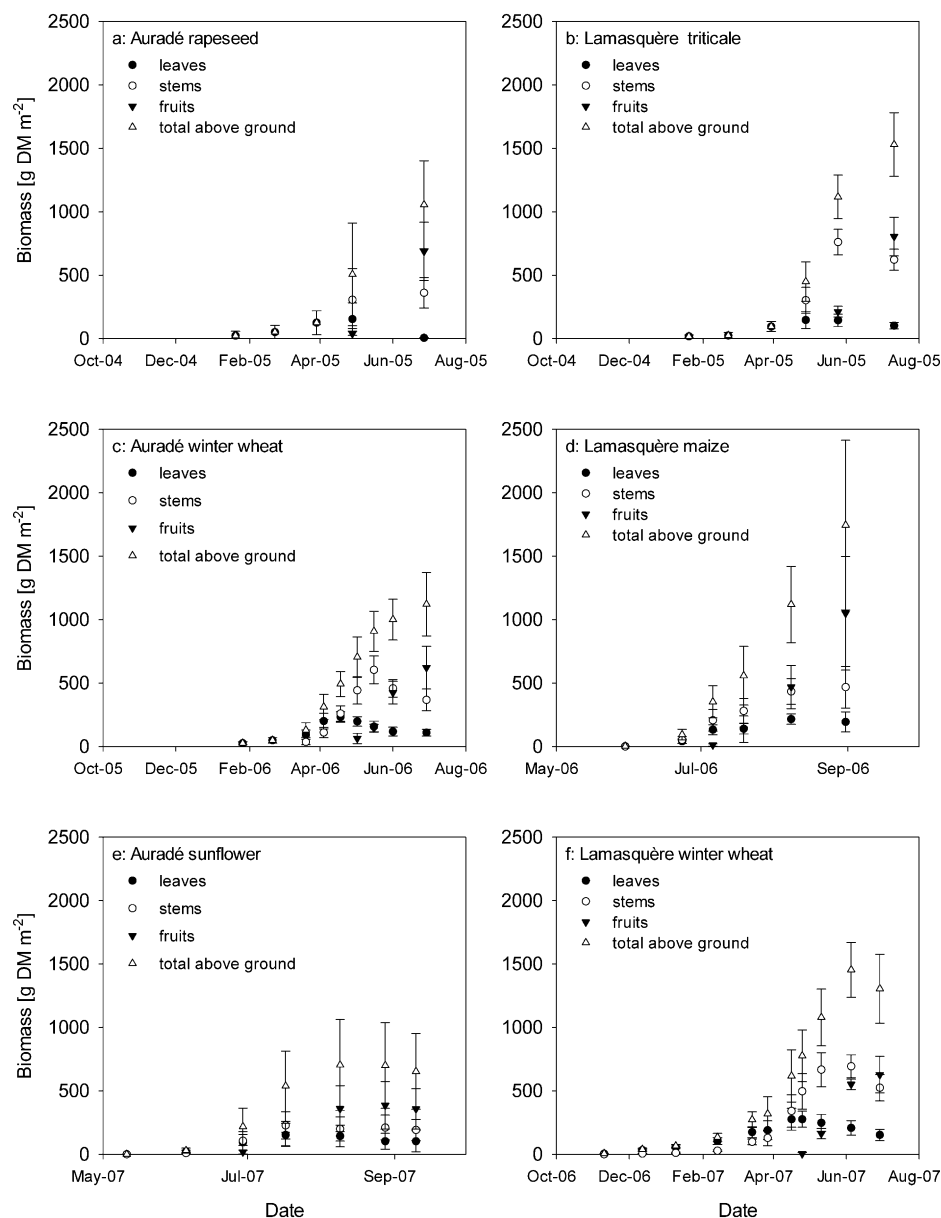


Fig. 3. Evolution of biomass in the different plant organs for 2005 (a and b), 2006 (c and d) and 2007 (e and f) crops. Vertical full lines (error bars) are $\pm$ the standard deviation of each measurement mean. Fruits correspond to siliqua plus flower biomass for rapeseed, ear biomass for winter wheat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

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 (Fig. 1). After maize and sunflower crops, the stubbles were ploughed into the soil, and

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 [g C m^{-2}]	Residues [g C m^{-2}]	Exp [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

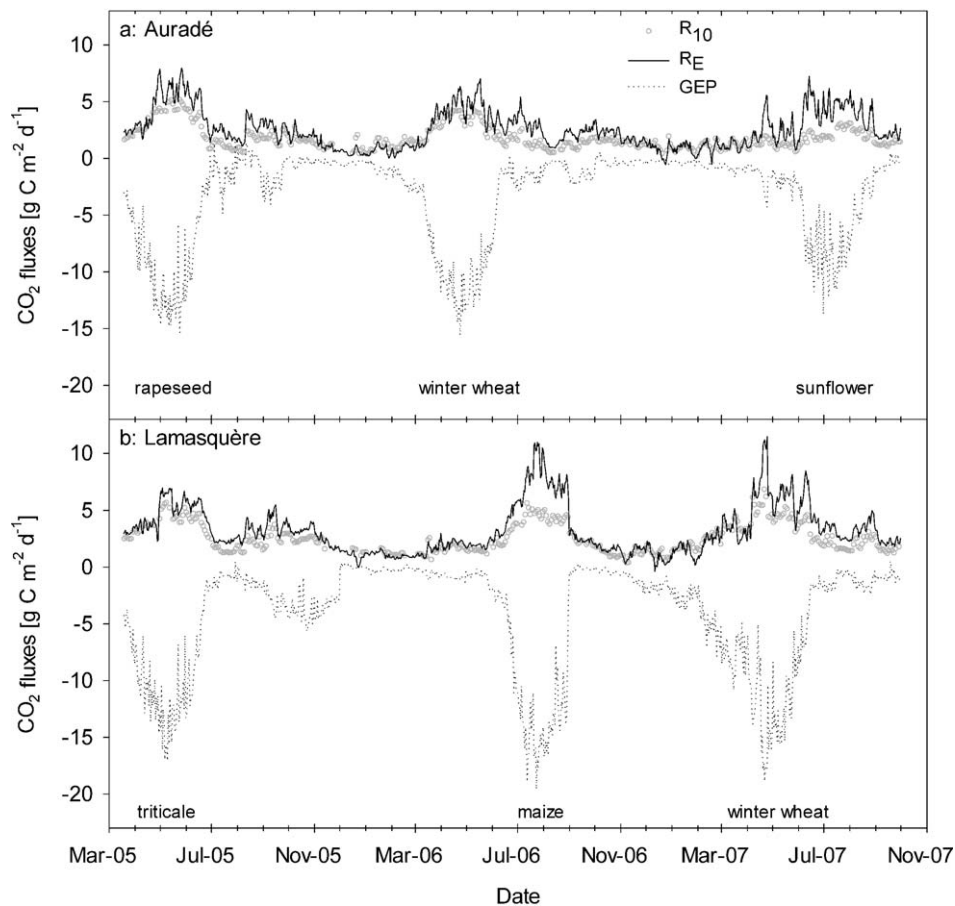


Fig. 4. Evolution of carbon fluxes for (a) Auradé and (b) Lamasquère plots from 18-Mar-2005 to 01-Oct-2007. The solid line is the daily ecosystem respiration (R_E), the dotted line the daily gross ecosystem production (GEP) and the full grey circles the ecosystem respiration at a reference temperature 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 2.3.3). 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.

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 2.1 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.

3.3.2. Ecosystem respiration (R_E)

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 (Fig. 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

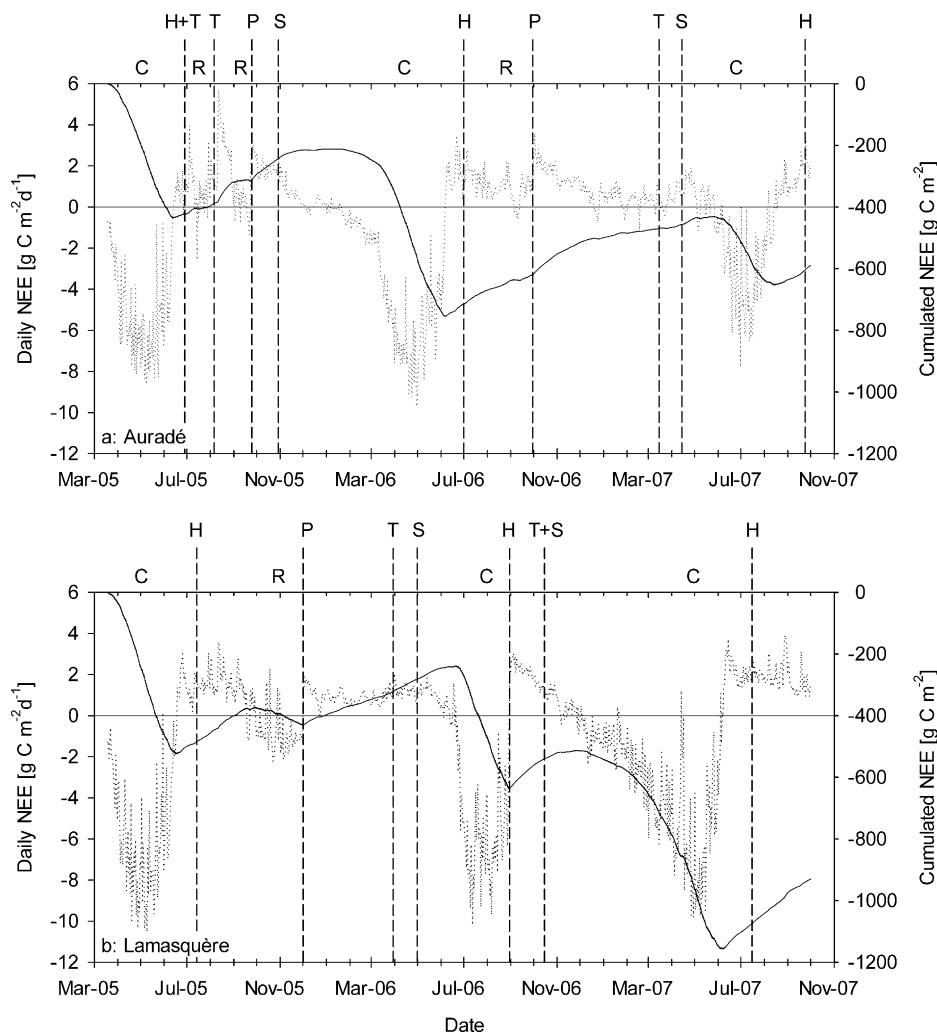


Fig. 5. Daily net ecosystem exchange (NEE) evolution (left axis) and cumulated values of NEE (right axis) from 18-Mar-2005 to 01-Oct-2007 at the Auradé (a) and Lamasquière (b) plots. Crop development (denoted as C) and re-growth (denoted as R) periods were reported at the top of each subplot. Annotations 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.

after harvest in 2005 for both sites and in 2006 at Auradé were mainly caused by re-growth and soil water availability (Figs. 1 and 4).

3.3.3. 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 (Fig. 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, Lamasquière was a stronger carbon sink than Auradé without considering management effects (see Section 3.5.2).

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 Lamasquière 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 Lamasquière 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 Lamasquière 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.

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 Lamasquière 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.

3.4. 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.

3.4.1. Climatic control on NEE response to light

The VPD threshold above which NEE modelled by Eq. (8) were overestimated (see Section 2.3.5) 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

(Fig. 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 (Baldocchi, 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.

3.4.2. Species and site impact on NEE response to light

Comparison of crop behaviours and fitting parameters in both clear sky and cloudy conditions (Fig. 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

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 ($\text{PAI}_{\text{max}} - 0.5 < \text{PAI} \leq \text{PAI}_{\text{max}}$) at the Auradé and Lamasquère plots. Eq. (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	R^2	RMSE [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	n
All data							
Auradé							
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
Lamasquère							
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							
Auradé							
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
Lamasquère							
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							
Auradé							
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
Lamasquère							
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

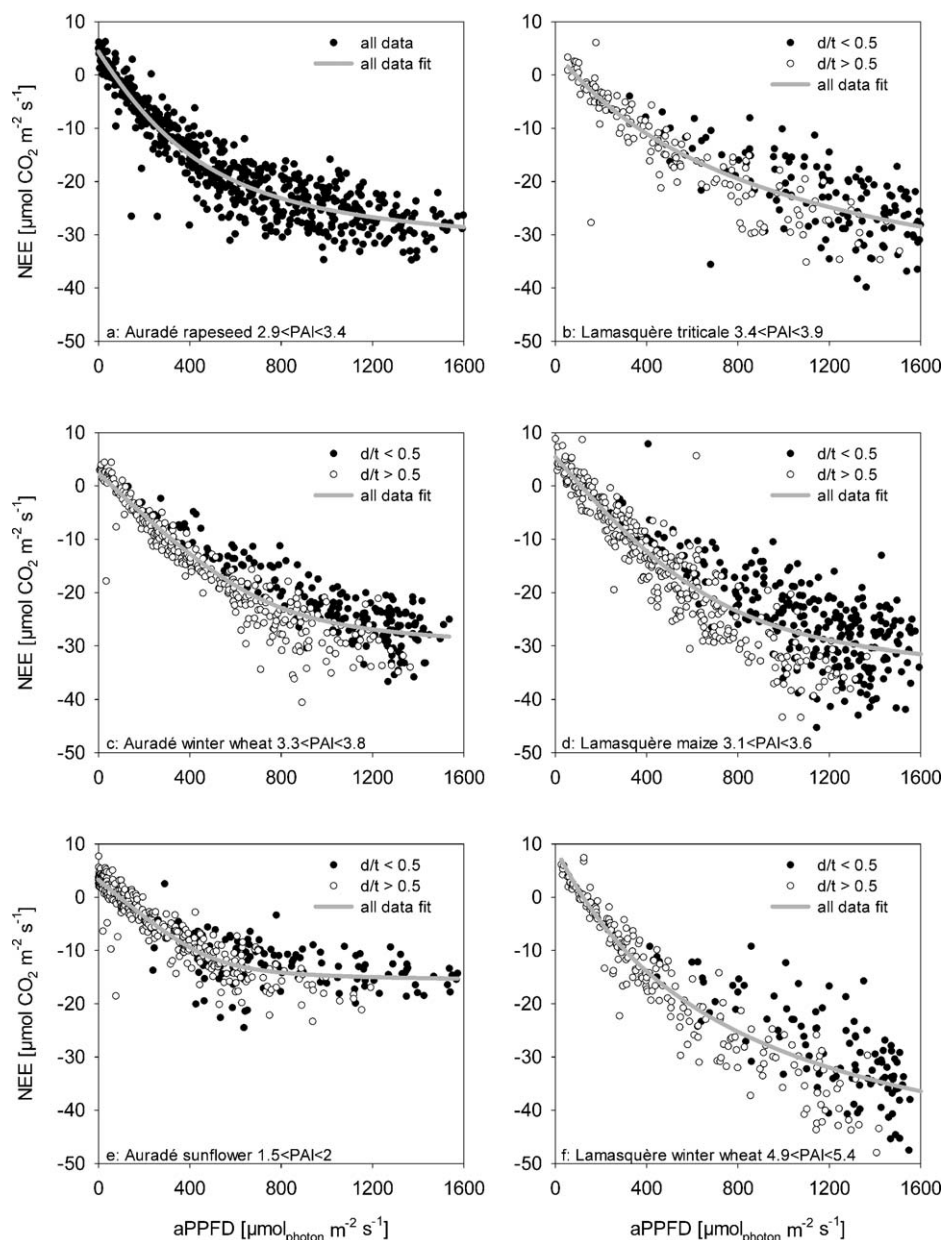


Fig. 6. Light response curves at maximum crop development ($PAI_{max} - 0.5 < PAI \leq PAI_{max}$) below the VPD threshold (see text) for 2005 (a and b), 2006 (c and d) and 2007 (e and f) crops. Net ecosystem exchange (NEE) is shown as a function of photosynthetic photon flux density absorbed by vegetation (aPPFD). In (a), all data are represented with full circles. In (b–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, Eq. (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.

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) R_E

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_d description quality by Eq. (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.

3.5. Crop carbon balance

3.5.1. 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

Table 4

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

Crop species	NEP, (g C m ⁻² y ⁻¹)	Site/Year	Reference
Summer crops			
Maize (mean value)	–576	Bondville 1997, 1999, 2001	Hollinger et al. (2005)
Rainfed maize (mean value)	–454	Mead 2001, 2002	Verma et al. (2005)
Irrigated maize (mean value)	–480	Mead 2001–2003	Verma et al. (2005)
Maize (conventional and reduce tillage)	–290 to –300	Rosemount 2003	Baker and Griffis (2005)
Maize	–186 ± 42	Lamasquère 2006	This study
Potato	–49 to 29	Gebesee 2002	Anthoni et al. (2004b)
Soybean (conventional and reduce tillage)	–50 to –85	Rosemount 2002	Baker and Griffis (2005)
Soybean (mean value)	–33	Bondville 1998, 2000, 2002	Hollinger et al. (2005)
Soybean (mean value)	18 to 48	Mead 2002	Verma et al. (2005)
Spring barley	210	Jokioinen 2001	Lohila et al. (2004)
Sugar beet	–610	Lonzée 2004	Moureaux et al. (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 et al. (2001)
Winter wheat	–185 to –245	Gebesee 2001	Anthoni et al. (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 et al. (2006)
Winter wheat + maize	–317.9	Yucheng 2004	Jun et al. (2006)

wheat in 2007 at Lamasquère (Table 4). Despite its large annual GEP, maize NEP was only -186 ± 42 g C m⁻² y⁻¹. The ratio of annual GEP to annual R_E, denoted ν , 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 ν for winter crops was 1.34. For maize, ν was 13% lower than for winter crops ($\nu = 1.17$). However, annual GEP were similar in both cases (-1310 g C m⁻² y⁻¹ on average for winter crops and -1286 g C m⁻² y⁻¹ for maize). The difference in ν was therefore explained by the large observed difference in annual R_E (982 g C m⁻² y⁻¹ on average for winter crops and 1100 g C m⁻² y⁻¹ for maize). Sunflower was a carbon source on an annual basis with a NEP of 28 ± 18 g C m⁻² y⁻¹ ($\nu = 0.97$). This low value compared to maize is the result of a low annual GEP of -803 g C m⁻² y⁻¹ and R_E of 831 g C m⁻² 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 3.4) 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., 2001) 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 and Griffis, 2005; Hollinger et al., 2005; Verma et al., 2005). Sunflower NEP was comparable with low carbon assimilation rates encountered for soybean (Baker and 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 Lonzée 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 ± 18 g C m⁻² y⁻¹ for sunflower at Auradé and ± 42 g C m⁻² 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 ± 30 g C m⁻² y⁻¹ at Harvard forest to ± 68 g C m⁻² 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 ± 12 g C m⁻² y⁻¹. These results were very close to our uncertainty in NEP caused by measurements' random error that varied between ± 4 and ± 7 g C m⁻² y⁻¹ at our sites. Richardson and 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 ± 44 g C m⁻² y⁻¹ at different forest sites. Independent of the method used, NEP uncertainty estimates seem relatively stable across different sites.

Table 5 reports the impacts of methodology on NEP calculation. Differences in NEP were very limited and were always in the

Table 5

Methodology impacts on net ecosystem production (NEP). NEP was calculated with the methodology describe in the present study (see Section 2.3 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^* 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

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 2.3.2, 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^* 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

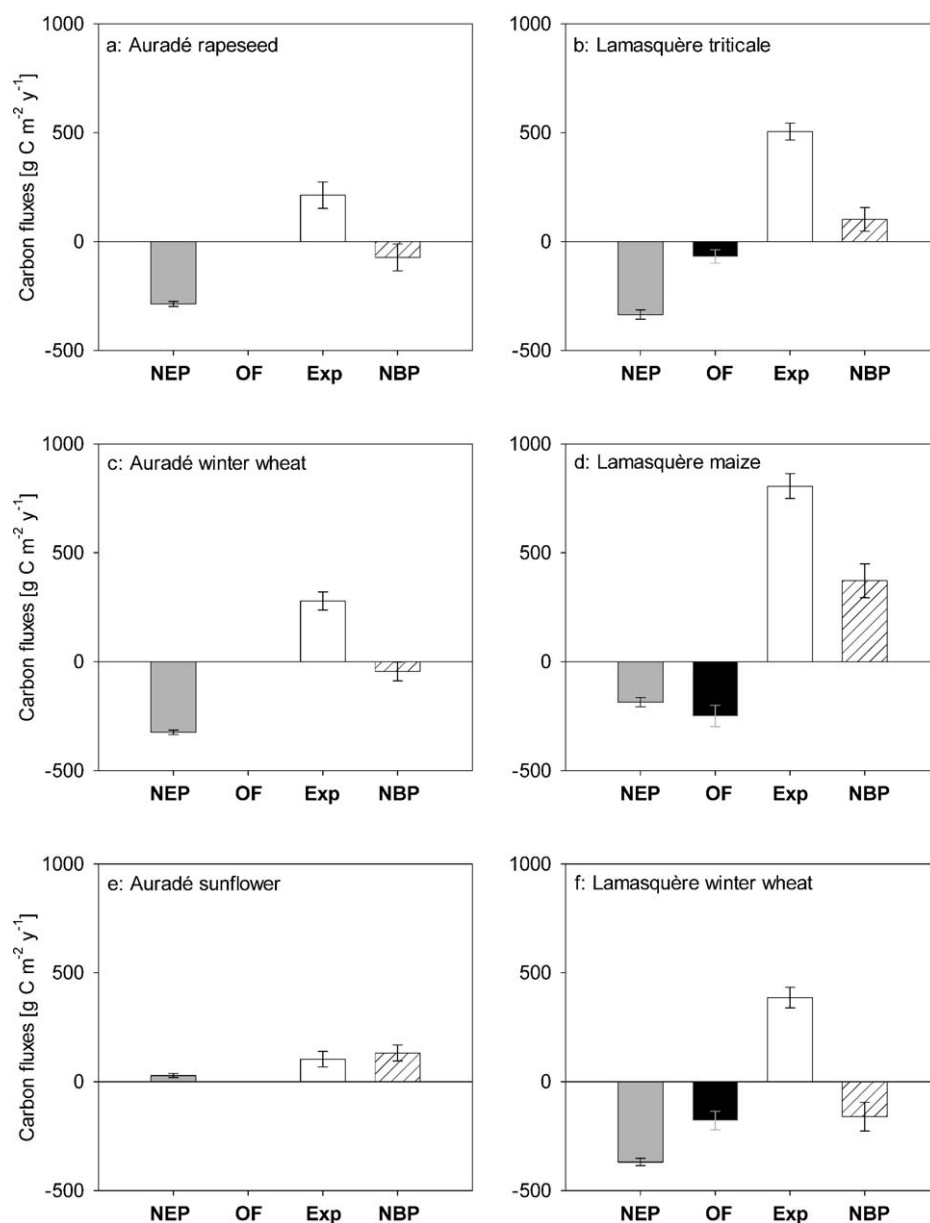


Fig. 7. The annual carbon balance at the plot scale. (a), (c) and (e) are rapeseed, winter wheat and sunflower at Auradé, and (b), (d) and (f) are tritiale, maize and winter wheat at Lamasquère. Grey bars represent net ecosystem production (NEP), black bars are organic fertilization (OF), white bars 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 variable.

for 2006 and 2007 NEP at Lamasquère when CO₂ 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.

3.5.2. Management impacts on annual carbon balance

For the six crops, annual NBP ranged from a significant carbon sink of $-161 \pm 66 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for winter wheat at Lamasquère in 2007 to a strong carbon source of $372 \pm 78 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for maize at Lamasquère in 2006 (Fig. 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 to $-249 \pm 49 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. 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 and 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.

4. 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 over-estimation 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 CH₄ and N₂O emissions, which are stronger greenhouse gases than CO₂. 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.

Acknowledgements

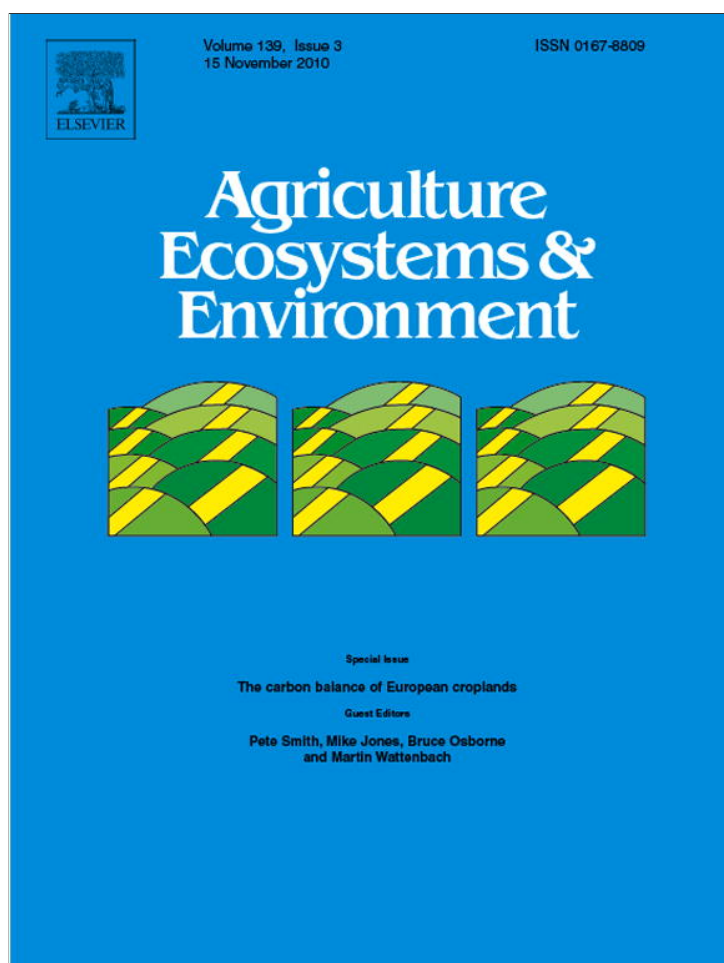
This work was made possible through the support of the French Ministry In Charge of Research (“Réseau Terre et Espace”), the Ministry In Charge of Environment (GICC programme), the Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), the Institut National des Sciences de l'Univers (INSU), the Centre 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.

Reference

- 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 (4), 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 (3), 151–155.
- Anthoni, P.M., Freibauer, A., Kolle, O., Schulze, E.-D., 2004a. Winter wheat carbon exchange in Thuringia, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 121 (1–2), 55–67.
- Anthoni, 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 (12), 2005–2019.
- Aubinet, M., Chermanne, B., Vandenhaute, M., Longdoz, B., Yernaux, M., Laitat, E., 2001. Long term carbon dioxide exchange above a mixed forest in the Belgian Ardennes. *Agricultural and Forest Meteorology* 108 (4), 293–315.
- Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, U., Moncrieff, J., Foken, T., Kowalski, A.S., Martin, P.H., Berbigier, P., Bernhofer, Ch., 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 (3–4), 407–418.
- 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 (3–4), 163–177.
- 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.
- 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 (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 (8), 1585–1586.
- 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 (4), 644–655.
- 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 (2–4), 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 (1–2), 83–84.
- Dolman, A.J., Noilhan, J., Durand, P., Sarraz, C., Brut, A., Piguet, B., Butet, A., Jarosz, N., Brunet, Y., Loustau, D., Lamaud, E., Tolk, L., Ronda, R., Miglietta, F., Gioli, B., Magliulo, V., Esposito, M., Gerbig, C., Körner, S., Glademard, P., Ramonet, M., Ciais, P., Neininger, B., Hutjes, R.W.A., Elbers, J.A., Macatangay, R., Schrems, O., Pérez-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 (10), 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 (D17102), 1–9.
- Falge, E., Baldocchi, D., Olson, R.J., 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., Ta Lai, C., 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., 2001. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology* 107, 43–69.
- 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., Guðmundsson, J., Hollinger, D., Kowalski, A.S., Katul, G., Law, B.E., Malhi, Y., Meyers, T., Monson, R.K., Munger, J.W., Oechel, W., Paw U, K.T., 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.
- Foken, T., Göckede, M., Mauder, M., Mahrt, L., Amiro, B.D., Munger, J.W., 2004. Post-field data quality control. In: Lee, X., Massman, W., Law, B.E. (Eds.), *Handbook of Micrometeorology*. Kluwer Academic Publishers, pp. 181–203.
- Foken, T., Wichura, B., 1996. Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 78 (1–2), 83–105.
- Gilmanov, T.G., Verma, S.B., Sims, P.L., Meyers, T.P., Bradford, J.A., Burba, G.G., Suyker, A., 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.
- Goulden, M.L., Munger, J.W., Fan, S.-M., Daube, B.C., Wofsy, S.C., 1996. Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. *Global Change Biology* 2 (3), 169–182.
- 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. *Agronomy Journal* 99 (6), 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.
- Lianhong, G., Baldocchi, D., Verma, S.B., Black, T.A., Vesala, T., Falge, E.M., Dowty, P.R., 2002. Advantages of diffuse radiation for terrestrial ecosystem productivity. *Journal of Geophysical Research* 107 (D6), 4050 2–12–23.
- Gu, L., Falge, E.M., Boden, T., Baldocchi, D.D., Black, T.A., Saleska, S.R., 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.
- 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 (1–2), 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 (1–2), 88–89.
- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142 (2–4), 288–302.
- Li, J., Yu, Q., Sun, X., Tong, X., Ren, C., Wang, J., Liu, E., Zhu, Z., Yu, G., 2006. Carbon dioxide exchange and the mechanism of environmental control in a farmland ecosystem in North China Plain. *Science in China Series D* 49 (Suppl. II), 226–240.
- Kljun, N., Calanca, P., Rotach, M.P., Schmid, H.P., 2004. A simple parameterisation for flux footprint predictions. *Boundary-Layer Meteorology* 112, 503–523.
- Law, B.E., Falge, E., Gu, L., Baldocchi, D.D., Bakwin, P., Berbigier, P., Davis, K., Dolman, A.J., Falk, M., Fuentes, J.D., Goldstein, A., Granier, A., Grelle, A., Hollinger, D., Janssens, I.A., Jarvis, P., Jensen, N.O., Katul, G., Mahli, Y., Mat-teucci, G., Meyers, T., Monson, R., Munger, W., Oechel, W., Olson, R., Pilegaard, K., Paw U, K.T., Thorgeirsson, H., Valentini, R., Verma, S., Vesala, T., Wilson, K., Wofsy, S., 2002. Environmental controls over carbon dioxide and water vapour exchange of terrestrial vegetation. *Agricultural and Forest Meteorology* 113 (1–4), 97–120.
- Lloyd, J., Taylor, J.A., 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8 (3), 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 (D18).
- 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 (3), 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.
- Moore, C.J., 1986. Frequency response corrections for eddy correlation systems. *Boundary-Layer Meteorology* 37 (1–2), 17–35.
- 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 (1–2), 25–39.
- 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.
- 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.
- 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 (2–4), 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 (1–4), 244–257.
- 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 (9), 1424–1439.
- 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 (3–4), 199–208.
- Richardson, A.D., Hollinger, D.Y., Burba, G.G., Davis, K.J., Flanagan, L.B., Katul, G.G., Munger, J.W., Ricciuto, D.M., Stoy, P.C., Suyker, A.E., Verma, S.B., Wofsy, S.C., 2006. A multi-site analysis of random error in tower-based measurements of carbon and energy fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* 136 (1–2), 1–18.
- 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 (6–7), 577–595.
- 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 (1–4), 5–18.
- 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 (1–4), 93–109.
- Salinger, M.J., 2007. Agriculture's influence on climate during the Holocene. *Agricultural and Forest Meteorology* 142 (2–4), 96–102.
- Smith, P., Andren, O., Karlsson, T., Perala, P., Regina, K., Rounsevell, M., van Wesemael, B., 2005. Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11, 2153–2163.
- Soegaard, H., Jensen, N.O., Boegh, E., Bay Hasager, C., Schelde, K., Thomsen, A., 2003. Carbon dioxide exchange over agricultural landscape using eddy correlation and footprint modelling. *Agricultural and Forest Meteorology* 114, 153–173.
- 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., 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 (1–2), 1–13.
- Verma, S.B., Dobermann, A., Cassman, K., Walters, D.T., Knops, J.M., Arkebauer, T.J., Suyker, A.E., Burba, G.G., Amos, B., Yang, H.S., Ginting, D., Hubbard, K.G., Gitelson, A.A., Walter-Shea, E.A., 2005. Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 131 (1–2), 77–96.
- Webb, E.K., Pearman, G.I., Leuning, R., 1980. Correction of flux measurement for density effects due to heat and water vapour transfer. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 106, 85–100.
- Wohlfahrt, G., Anfang, C., Bahn, M., Haslwanter, A., Newesely, C., Schmitt, M., Drösler, M., Pfadenhauer, J., Cernusca, A., 2005. Quantifying nighttime ecosystem respiration of a meadow using eddy covariance, chambers and modelling. *Agricultural and Forest Meteorology* 128 (3–4), 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 (1–2), 79–96.

Annexe 2



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/copyright>



Contents lists available at ScienceDirect

Agriculture, Ecosystems and Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/agee



Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites

E. Ceschia^{a,*}, P. Béziat^a, J.F. Dejoux^a, M. Aubinet^b, Ch. Bernhofer^c, B. Bodson^d, N. Buchmann^e, A. Carrara^f, P. Cellier^g, P. Di Tommasi^h, J.A. Elbersⁱ, W. Eugster^e, T. Grünwald^c, C.M.J. Jacobsⁱ, W.W.P. Jansⁱ, M. Jones^j, W. Kutsch^k, G. Lanigan^l, E. Magliulo^h, O. Marloie^m, E.J. Moorsⁱ, C. Moureaux^d, A. Oliso^m, B. Osborneⁿ, M.J. Sanz^f, M. Saundersⁿ, P. Smith^o, H. Soegaard^p, M. Wattenbach^o

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

^b University of Liege–Gembloux Agro-Bio Tech, Unit of Biosystem Physics, BE–5030 Gembloux, Belgium

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

^d University of Liege–Gembloux Agro-Bio Tech, Crops Management Unit, BE–5030 Gembloux, Belgium

^e ETH Zurich, Institute of Animal, Plant and Agroecosystems Sciences, Universitaetsstrasse 2, CH–8092 Zurich, Switzerland

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

^g INRA Research Unit “Environment and arable crops” F78850 Thiverval-Grignon, France

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

ⁱ Wageningen UR, Alterra, PO Box 47, 6700 AA Wageningen, The Netherlands

^j Botany Department, Trinity College, University of Dublin, Dublin 2, Ireland

^k Max-Planck-Institute for Biogeochemistry, Jena, Germany

^l Johnstown Research Centre, Teagasc, Johnstown Castle, Co Wexford, Ireland

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

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

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

^p Institute of Geography and Geology, University of Copenhagen, Oster Voldgade 10 1350 Copenhagen K, Denmark

ARTICLE INFO

Article history:

Available online 5 November 2010

Keywords:

Crop
Eddy covariance
Carbon budget
Greenhouse gases budget
Management
Field operations
Europe

ABSTRACT

The greenhouse gas budgets of 15 European crop sites covering a large climatic gradient and corresponding to 41 site-years were estimated. The sites included a wide range of management practices (organic and/or mineral fertilisation, tillage or ploughing, with or without straw removal, with or without irrigation, etc.) and were cultivated with 15 representative crop species common to 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 contributions to the net ecosystem carbon budget (NECB) were analysed for all site-years, and the effect of management on NECB was assessed. To account for greenhouse gas (GHG) fluxes that were not directly measured on site, we estimated the emissions caused by field operations (EFO) for each site using emission factors from the literature. The EFO were added to the NECB to calculate the total GHG budget (GHGB) 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 were assumed to be negligible compared to other contributions to the net GHGB. Finally, we evaluated crop efficiencies (CE) in relation to global warming potential as the ratio of C exported from the field (yield) to the total GHGB. On average, NEP was negative ($-284 \pm 228 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$), and most cropping systems behaved as atmospheric sinks, with sink strength generally increasing with the number of days of active vegetation. The NECB was, on average, $138 \pm 239 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, corresponding to an annual loss of about $2.6 \pm 4.5\%$ of the soil organic C content, but with high uncertainty. Management strongly influenced the NECB, with organic fertilisation tending to lower the ecosystem carbon budget. On average, emissions caused by fertilisers (manufacturing, packaging, transport, storage and associated N₂O emissions) represented close to 76% of

* Corresponding author at: Centre d'Etudes Spatiale de la Biosphère, 18, avenue Ed. Belin–bpi 2801, 31401 Toulouse cedex 9, France.

E-mail address: eric.ceschia@cesbio.cnrs.fr (E. Ceschia).

EFO. The operation of machinery (use and maintenance) and the use of pesticides represented 9.7 and 1.6% of EFO, respectively. On average, the NEP (through uptake of CO₂) represented 88% of the negative radiative forcing, and exported C represented 88% of the positive radiative forcing of a mean total GHGB of $203 \pm 253 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. Finally, CE differed considerably among crops and according to management practices within a single crop. Because the CE was highly variable, it is not suitable at this stage for use as an emission factor for management recommendations, and more studies are needed to assess the effects of management on crop efficiency.

© 2010 Published by Elsevier B.V.

1. Introduction

The impacts of agriculture on global climate change through greenhouse gas (GHG) emissions and changes in land cover have been summarised in the recent analyses of Desjardins et al. (2007) and Raddatz (2007). Agriculture contributes to the emission of GHGs through disturbance of soil and vegetation carbon pools (e.g., ploughing/tillage and management of crop residues) and the biospheric fluxes of other GHGs, but also through field or farm operations. (e.g., emissions of fossil fuels from energy sources needed for tillage practices or in the application of organic amendments 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 (see Smith et al., 2010). The net ecosystem carbon budget (NECB) is a term applied to the total rate of organic carbon accumulation (or loss) from ecosystems (Chapin et al., 2006). When integrated over time and space, the NECB equals the NBP (Schulze & Heimann, 1998; Buchmann & Schulze, 1999; Chapin et al., 2006). For croplands, the NBP can be assessed over the long term based on analysis of the changes in soil carbon stocks, or it can be assessed over shorter time scales (e.g., annual) by combining NEP measurements with estimates of C inputs (e.g., seeds, tubers, organic fertiliser) and C outputs (e.g., harvest, DOC) (see Aubinet et al., 2009; Smith et al., 2010). An annual approach is useful because it allows assessment of the effects of individual crops or particular climatic or management events on the NBP while the monitoring of soil C stock variations smooth out short-term effects associated with organic matter fractions presenting a rapid turnover rate.

Most studies assessing the NEP, NECB or NBP based on the EC methodology have 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 (see Osborne et al., 2010). Among those examined, maize/soybean rotations in North America have received the most attention (Baker and 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., 2004; Baldocchi, 1994; Moureaux et al., 2008; Béziat et al., 2009), 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 the European scale by Janssens et al. (2003), the NECB for croplands was estimated to be $90 \pm 50 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. However, this contrasts with more recent studies based on modelling and carbon inventories that suggest that European cropland soils are close to equilibrium, acting as either small sources ($3 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ in Schulze et al., 2009; see also Smith et al., 2005; Bondeau et al., 2007;) or small sinks ($16 \pm 15 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ in 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 of the NEP to assess the NECB and NBP and their variations with climate and management for representative croplands in Europe (see Eugster et al., 2010; Kutsch et al., 2010; Osborne et al., 2010; Moors et al., 2010). 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 field or farm operations (Koga et al., 2003; Lal, 1997, 2004; Gaillard, 1997; ADEME, 2007; St Clair et al., 2008; Hillier et al., 2009; Eugster et al., 2010). Such studies can be used to recommend management practices that limit carbon loss-based operations and products, including associated off-farm or external inputs (Pimentel, 1992; Marland et al., 2003; IPCC, 2006). Considering the contribution of field operations together with assessments of GHG emissions and sinks (CO₂, CH₄ and N₂O), it is possible to estimate a large part of the net radiative forcing due to crop growth and management. This examination can be done using the concept of a global warming potential (GWP) (Houghton et al., 2001). However, to evaluate the full radiative forcing for crops, albedo effects should be accounted for, but this is beyond the scope of our paper.

Only a few studies have presented combined measurements of the biospheric fluxes and emissions of GHGs caused by field or farm operations. Robertson et al. (2000) and Robertson and Grace (2004) compared the GWPs for several crop rotation and management regimes based on changes in soil carbon stocks, CH₄ and N₂O chamber measurements and estimates of the emissions associated with some field operations, such as inputs (fertilisers, lime) and soil work (fuel consumption). 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 effects of management on NBP and the GHG budget (GHGB) of grasslands. To our knowledge, no comparable studies have been published for croplands using eddy covariance measurements.

In this paper, we (1) analysed 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 examined their relative contributions to the NECB for croplands at several European crop sites; (2) evaluated the effect of management on the NECB; (3) estimated the emissions caused by field operations reported at the plot scale; (4) combined the NECB and emissions caused by field operations to estimate the total GHGB for a range of cropping systems and evaluated the effects of management; and finally, (5) evaluated crop efficiency in relation to the total net GHGB as the ratio of C exported from the field (yield) to total GHGB. 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) were used.

2. Material and methods

In this section, we will describe the methods used to assess the main biospheric and non-biospheric fluxes (emissions and sinks) contributing to the GHGB at the plot scale (see Fig. 1). Albedo effects were not considered. The crop species studied cover more than

Table 1
Main characteristics of the sites, management practices, net primary productivity (NPP), amount of residue left on the field, and date of the starting period for calculation of the NEP.

Site Name - Country	Years	Latitude, Longitude	Crop history	Crop	Soil preparation	Fertilisation	Irrigation (mm)	NPP (T DM ha ⁻¹)	Residues (T DM ha ⁻¹)	NEP starting date
Auradé FR	2004–2005 2005–2006 2006–2007	43° 54' 97" N, 0° 10' 61" E	Cultivated, mineral fertiliser > 30 years	Rapeseed winter wheat Sunflower	Direct Multiple Ploughing	Mineral Mineral Mineral	0 0 0	12.7 13.4 8.4	7.4 7.4 6.2	01/10/2005 21/09/2006
Avignon FR	2003–2004 2004–2005 2005–2006 2006–2007	43° 55' 00" N, 4° 52' 47" E	Cultivated, mineral fertiliser > 20 years. Main crops were durum wheat, maize and sunflower	Durum wheat Peas Durum wheat Sorghum	Multiple Multiple Multiple Multiple	Mineral Mineral Mineral Mineral	0 60 20 80	19.9 6.5 20.7 18.7	9.2 4.3 13.5 13.5	01/01/2004 01/09/2004 01/09/2005 06/11/2006
Cioffi IT	2004–2005 2005–2006 2006–2007	40° 31' 26" N, 14° 57' 27" E	Cultivated, organic manure > 40 years on a former swamp	Rye- grass/maize Fennel/maize	Multiple Multiple Multiple	Mineral + organic Mineral Mineral	330 300 416	10.1–14.1 5.7–18.6 7.3–17.7	5.8–1.6 3.7–1.7 6.3–1.4	01/09/2004 25/08/2005 25/08/2006
Carlou IR	2004–2005 2005–2006 2006–2007	52° 51' 29" N, 6° 55' 1" O		Spring barley Spring barley Spring barley	Ploughing Ploughing Ploughing	Mineral Mineral Mineral	0 0 0	12.4 13.5 13.5	7.3 7.9 8.1	01/03/2004 01/12/2004 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	20.3	4.0	01/10/2006
Gebesee GE	2003–2004 2004–2005 2005–2006 2006–2007	51° 06' 00" N, 10° 54' 51" E	Cultivated > 40 years. Organic manure until the 1980s	Rapeseed Winter barley Sugar beet Winter wheat	Tillage Tillage Deep tillage Tillage	Mineral Mineral Mineral Mineral + organic	0 0 0 0	10.9 12.4 22.8 15.5	6.8 6.2 5.7 7.3	05/08/2003 05/08/2004 28/10/2005 28/10/2006
Grignon FR	2004–2005 2005–2006 2006–2007	48° 50' 38" N, 1° 57' 03" E	Cultivated, organic and mineral fertiliser > 50 years. Present crop rotation since 1999	Mustard/maize Winter wheat Winter barley	Multiple Tillage Tillage	Mineral + organic Mineral Mineral + organic	0 0 0	NA–15.9 17.0 15.0	NA–8.4 1.3 3.2	01/10/2005 20/07/2006
Klingenberg GE	2003–2004 2004–2005 2005–2006 2006–2007 2007–2008	50° 53' 34" N, 13° 31' 21" E	Cultivated, organic and mineral fertiliser since 1975. Partially grassland before 1975	Winter barley Rapeseed Winter wheat Maize spring barley	Tillage Tillage Tillage Tillage Tillage	Mineral Mineral + organic Mineral Mineral + organic Mineral	0 0 0 0 0	18.2 11.6 11.1 16.9 6.7	5.2 1.9 0.7 5.5 2.2	21/08/2004 23/09/2005 20/10/2006 03/10/2007
Lamasquière FR	2004–2005 2005–2006 2006–2007	43° 49' 65" N, 1° 24' 19" E	Cultivated, organic manure > 30 years	Triticale Maize Winter wheat	Tillage Ploughing Ploughing	Mineral + organic Mineral + organic Mineral + organic	0 147.8 0	18.4 20.9 15.7	6.6 3.6 7.3	01/09/2005 15/09/2006
Langerak NL	2005–2006	51° 57' 13" N, 4° 54' 10" E	Cultivated, organic and mineral fertiliser. Maize and grassland production	Maize	Ploughing	Organic	0	18.8	1.7	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	25.6	10.4	

Table 1 (Continued)

Site Name - Country	Years	Latitude, Longitude	Crop history	Crop	Soil preparation	Fertilisation	Irrigation (mm)	NPP (T DM ha ⁻¹)	Residues (T DM ha ⁻¹)	NEP starting date
Lutjewad NL	2004–2005	53°23'56"N, 6°21'22"E	Not cultivated (fallow) before 2005	Winter wheat	Tillage	Mineral	0	20.4	7.2	01/10/2004
	2005–2006			Seed potato	Multiple	Mineral	0	9.3	1.8	16/09/2005
	2006–2007			Winter wheat	Tillage	Mineral	0	17.6	6.7	16/09/2006
Molenweg NL	2005–2006	51°39'00"N, 4°38'21"E	Cultivated, organic and mineral fertiliser > 30 years. Agricultural crops and vegetables	Winter wheat	Ploughing	Mineral	0	20.7	1.9	15/10/2005
	2006–2007			Winter wheat	Ploughing	Mineral	0	19.6	1.9	15/10/2006
	2004–2005			Potato	Direct	mineral + organic	0	52.1	10.1	
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-yr grassland interspersed	Winter wheat	Ploughing	Mineral	0	10.8	1.8	20/09/2003
	2004–2005			Winter barley/cover crops	Ploughing	Mineral	0	9.1–NA	1.5	09/11/2004
	2005–2006			Potato	Multiple	mineral + organic	0	NA	9.0	09/11/2005
Risbyholm DK	2006–2007	55°31'49"N, 12°05'50"E	Cultivated, mineral fertiliser > 20 years for grain production on a former drained bog	Winter wheat	Ploughing	Mineral	0	11.2	1.9	18/10/2006
	2003–2004			Winter wheat	Ploughing	Mineral	0	15.2	2.5	02/01/2004
	2004–2005			Winter wheat	Ploughing	Mineral	0	15.7	2.6	15/10/2004
	2005–2006			Winter wheat	Ploughing	Mineral	0	14.7	2.4	11/09/2005
	2006–2007			Winter wheat	Ploughing	Mineral	0	NA	10.1	11/09/2006
	2007–2008			Rapeseed	Ploughing	Mineral	0	3.2	0.5	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	18.0	9.5	03/05/2004
	2005–2006			Rice	Multiple	Mineral	600	19.0	10.0	01/10/2004
	2006–2007			Rice	Multiple	Mineral	600	18.0	9.9	01/10/2005
	2007–2008			Rice	Multiple	Mineral	600	19.2	10.4	01/10/2006
Vredepeel NL	2005–2006	51°31'54"N, 5°50'39"E	Cultivated, organic and mineral fertiliser > 30 years. Agricultural crops and vegetables	Sugar beet	Ploughing	Mineral + organic	0	22.2	1.6	10/04/2006

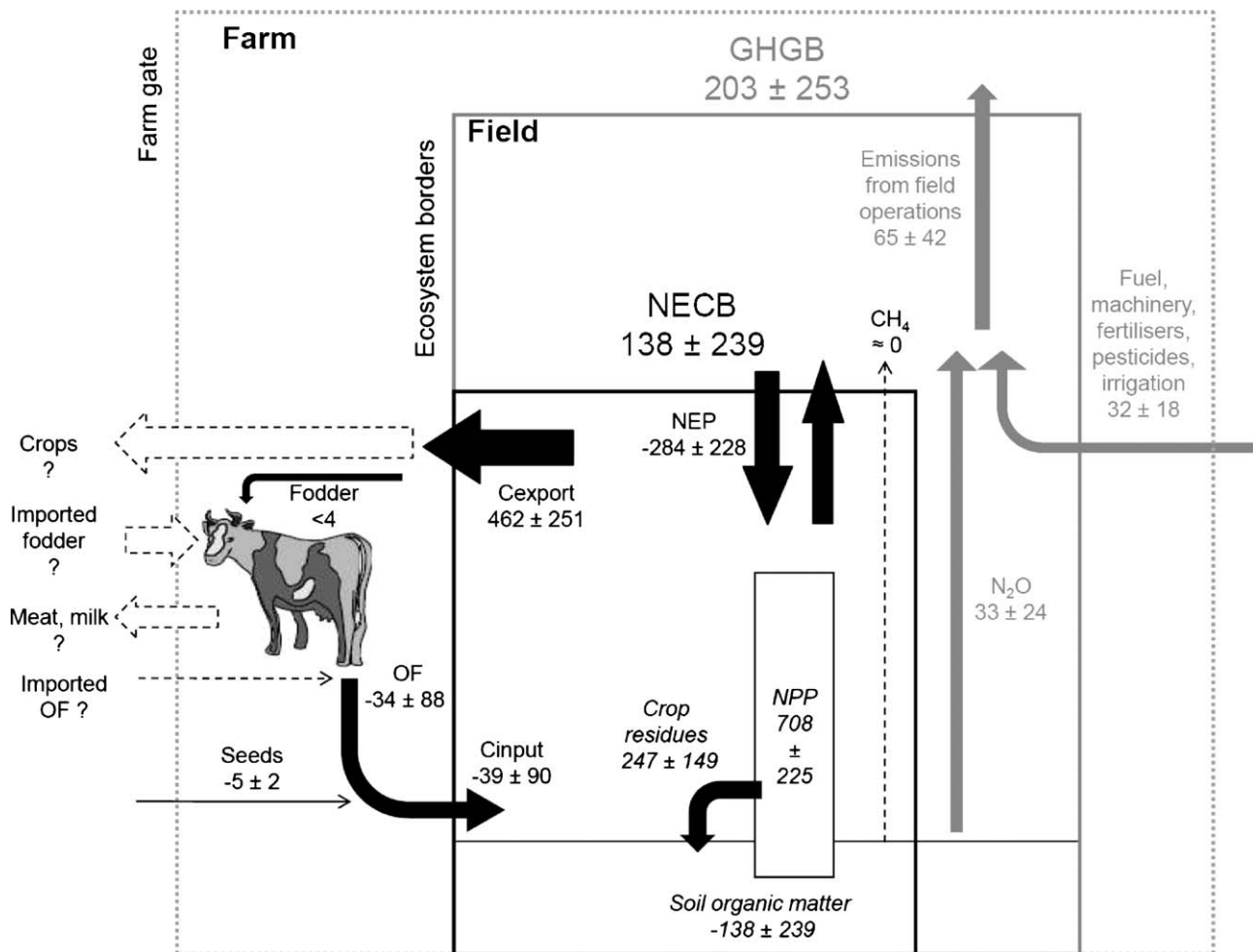


Fig. 1. Schematic representation of the various components of the net ecosystem carbon budget (NECB, in the black box) and of the greenhouse gases budget (GHGB, in the grey box) for the 41 site-years of our study for which net ecosystem production (NEP) data were available. This figure shows that some of the components of the GHGB are located “offsite”. Numbers summarising our results are expressed in g C-eq m⁻² year⁻¹. In our study, NEP, Cexport and Cinput represent 36, 59 and 5% of the NECB, respectively. On many European farms, livestock cannot be maintained by the production of the farm itself; thus, fodder has to be imported. Manure produced by the livestock is brought to the field and is an important factor in the soil carbon balance. In this study, we assumed that 100% of the harvest was sold as cash crops, neglecting the part of carbon from the Cexport term actually returning to the field as manure. At most, this could lead to a 4 g C m⁻² year⁻¹ overestimation of the NECB at sites receiving organic fertilisation. On average, the soil was not balanced because organic fertiliser and NEP did not compensate for carbon losses at harvest. Another possibility for balancing carbon fluxes in agriculture is based on farm gate balances, but that is beyond the scope of this paper. Moreover, additional GHG emissions on site and “off site” associated with field operations have to be accounted for. They represent 32% of the GHGB. N₂O emissions from crop residues and fertilisers alone represented close to 16% of the GHGB. On average, croplands were GHG sources (after Kutsch et al. 2008, modified). Other abbreviations: NPP: net primary production; Cexport: carbon exported at harvest; OF: organic fertiliser; Seeds: seeds or tubers imported; Cinput: the sum of Seeds and OF.

59% of the arable lands (see EUROSTAT, 2008 and Swiss Federal Statistical Office, 2008) of the nine countries represented in this study and more than 73% of the cropping areas of the EU 27 (FAOSTAT).

2.1. Sites and biospheric fluxes

We used CarboEurope-IP Level 4 net ecosystem exchange (NEE) data and management information from different cropland sites that provided flux measurements for at least one year during the 2004–2007 project period (see 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). The NEE data were then quality checked, filtered and gap-filled 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 period used to calculate the NEP always included the harvest date.

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

To assess the influence of the length of the growing season on the NEP, the number of days of active vegetation cover (NDAV), defined as the number of days when daily gross primary production (GPP) was above zero (using a $1 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ threshold), was calculated based on Level 4 data from the CarboEurope database. The NDAV may include periods of significant GPP from voluntary re-growth (+ weeds) or the presence of a cover crop.

Methane fluxes were not measured at these sites and could not be included in the C budget calculations. Methane emissions and oxidation at upland sites were considered negligible compared to the other source and sink terms in the total cropland GHGB. However, because methane fluxes are expected to significantly affect GHGB at the El Saler Sueca site (intermittently flooded paddy rice), they were estimated using data from the literature (Pathak et al., 2005; IPCC, 2006; Zou et al., 2009). We estimated those fluxes to be $20 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ (within the range of $10\text{--}40 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ year}^{-1}$), corresponding to an emission of $125 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ (within the range of $63\text{--}250 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) at the El Saler Sueca site.

2.2. Net Ecosystem Carbon budget calculations

Non- CO_2 carbon losses corresponding to harvest (Cexport, i.e., grains, straw, tubers) or fires (F) and C gains corresponding to organic fertilisation or addition of sugar beet lime (OF) or seeds/mother tubers (S) were accounted for along with the NEP to obtain the net ecosystem carbon budget. Hereafter, the sum of OF and S is referred to as Cinput. The NECB was considered as the total rate of organic carbon accumulation or loss from ecosystems (see Smith et al., 2010). Carbon losses by erosion, as volatile organic compounds, as a result of dissolved or particulate organic and inorganic carbon leaching and due to microbially produced methane (CH_4) were neglected (except for El Saler Sueca, see above). Additionally, C gains by deposition of organic dust particles and pollen and by deposition of dissolved carbon in rain and fog were neglected due to lack of data (see Eugster et al., 2008 for uncertainties introduced by those approximations). Therefore, the NECB was defined as follows:

$$\text{NECB} = \text{NEP} + \text{Cexport} + \text{F} + \text{OF} + \text{S}. \quad (1)$$

We used 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. The amount of residue was calculated as the difference between NPP and exported biomass (see Table 1), or it was estimated using a mean of the residues for similar crops from other sites when data were missing. Carbon exported (Cexport) 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), Cexport was considered a positive term corresponding to 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 a fire, all of 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 (see Osborne et al., 2010). The proportion of burned residues was estimated visually. OF was calculated from analyses of the carbon content in organic fertiliser (or sugar beet lime) provided by the farmers. Because OF was a carbon input to the plot, it was negative. Finally, S was small and sometimes neglected, but in some cases, such as for potato crops, it was calculated after analysis of

Table 2

Estimates of the primary (burned fuel) and tertiary (manufacture, maintenance, amortisation) emissions in kg C-eq ha^{-1} for a range of field operations.

Field 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
Haying	5.5	0.155

the seed/mother tuber carbon content. Carbon lost in soil adhering to root/tuber crops was ignored, although this could be significant (see Osborne et al., 2010).

2.3. Emissions from field operations (EFO)

Each site's principal investigator (PI) was in charge of interviewing the farmers or field managers and collecting information on field operations at the site that could affect the C or net GHGB. Field 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 mobile operations (e.g., tillage, sowing, harvesting and transport) or stationary operations, such as pumping water for irrigation. Secondary sources of GHGs converted to C equivalent emissions were comprised of manufacturing, packaging and storing of fertilisers (mineral as well as organic) and pesticides and N_2O emissions caused by fertilisers and residues on the field. Tertiary sources of C emissions included manufacturing and maintenance of equipment (e.g., tractors and farm machinery). We did not include emissions associated with farm buildings and local roads that only served to drive farm equipment from the farm to the cropland site.

2.3.1. 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 $0.814 \text{ kg C-eq l}^{-1}$. Emission factors (EF) were obtained for each operation after interviews with the farmers (see Table 2), and the same EF values were applied to all European sites. This method assumes that the same machines and tools were used on all sites and that each type of operation lasted the same amount of time, whatever the 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 $0.029 \text{ kg C-eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ recalculated from Dvoskin et al. (1976) for centre-pivot (Cioffi), frontal mobile ramp (Avignon), traveller (Lamasquère) and static (Vredepeel) sprinklers, 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 and Keller, 1980). Equivalent C emissions for the installation of centre-pivot (Cioffi) or frontal mobile ramp (Avignon), traveller (Lamasquère) or static (Vredepeel) sprinklers, and flood irrigation systems (El Saler Sueca) were $21.6 \text{ kg C-eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, $23.3 \text{ kg C-eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $9.4 \text{ kg C-eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively.

2.3.2. Secondary sources

2.3.2.1. Pesticides. Equivalent C emissions for pesticides were calculated using the EFs reported in Gaillard et al. (1997) and Lal (2004) (see Table 3). These emissions correspond to manufacturing, packaging, transport and storage of pesticides. When data on the amount of active substance of pesticides applied and specific emission factors 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 (see 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 in this study.

2.3.2.2. Fertilisers. EFs corresponding to manufacturing, packaging, transport and storage of mineral and organic fertilisers were found in Kramer and Moll (1995), Gaillard et al. (1997) and Lal (2004) (Table 4). It is possible that a portion of the C exported from the plot that was considered as going directly back into the atmosphere was used to produce organic manure that may come back to the plot. If this occurred, the source amount of C could have been considered twice. The first consideration would be when it left the plot at harvest, and the second consideration would be when the material was oxidised by the cows, producing GHG that we estimated using the emission factors mentioned here for producing organic fertiliser. We have estimated that this overestimation of the GHG emissions could represent up to 4 g C-eq m⁻² year⁻¹. This number is less than the uncertainty range of the NEP and Cexport (see Béziat et al., 2009). It should be noted that in our study, only a small part of the harvest was used as fodder because most of the production was used for cash crops or was sold to typical livestock-orientated farms.

Emissions of N₂O caused by fertiliser applications were estimated following the methodology recommended in the IPCC (2006) report: we calculated 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 fertilisers (ranging from 0.26% and 0.87%) were 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 2.7 kg t⁻¹ (uncertainty range 1.4–4.2 kg t⁻¹) for slurry applications to grasslands (Chadwick et al., 2000), CH₄ emissions from manure and slurry applications were calculated. As they never exceeded 0.2 g C-eq m⁻² year⁻¹ at our sites (less than 0.5% of NECB), these emissions were omitted.

2.3.2.3. Tertiary sources. Emissions caused by the manufacture, amortisation and maintenance of machinery were calculated using EFs per hour of use that were found in the ADEME (2007) report and from interviews with several farmers from our studied sites to evaluate the time of use of the different machines for each type of operation (ploughing, harvest, etc.). EFs by type of operation are reported in Table 2. These factors are consistent with the EFs found in Lal (2004) and with the emissions from machines reported in Robertson et al. (2000).

2.4. Total GHG budget and crop efficiency

The global warming potential figures for N₂O, CH₄ and CO₂ were 296, 23 and 1, respectively (relative to an equivalent mass of CO₂), assuming a 100-year time horizon (IPCC, 2006). They were then converted to C equivalents (C-eq) using a carbon to CO₂ mass ratio

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 et al. (1997)
Asulame	2.45	Gaillard et al. (1997)
Atrazine	1.55–3.8	Gaillard et al. (1997), Lal (2004)
Bentazon	8.7	Lal (2004)
Bifenox	0.79	Gaillard et al. (1997)
Butylate	2.8	Lal (2004)
Carbetamide	2.45	Gaillard et al. (1997)
Chloramben	3.4	Lal (2004)
Chlorosulfuron	7.3	Lal (2004)
Chlortoluron	2.91	Gaillard et al. (1997)
Cyanazine	4	Lal (2004)
Dicamba	5.9	Lal (2004)
Dinoseb	0.67–1.6	Gaillard et al. (1997), Lal (2004)
Diquat	8	Lal (2004)
Diuron	5.4	Lal (2004)
EPTC	3.2	Lal (2004)
Ethofumesate	2.6	Gaillard et al. (1997)
Fluazifop-butyl	10.4	Lal (2004)
Fluometuron	7.1	Lal (2004)
Fluroxypyr	5.95	Gaillard et al. (1997)
Glyphosate	4.77–9.1	Gaillard et al. (1997), Lal (2004)
Ioxynil	2.6	Gaillard et al. (1997)
Isoproturon	2.91	Gaillard et al. (1997)
Linuron	5.8	Lal (2004)
MCPA	1.27–2.6	Gaillard et al. (1997), Lal (2004)
MCPB	2.35	Gaillard et al. (1997)
Mecoprop P	2.35	Gaillard et al. (1997)
Metamitron	2.46	Gaillard et al. (1997)
Metolachlore	2.71–5.5	Gaillard et al. (1997), Lal (2004)
Paraquat	9.2	Lal (2004)
Pendimethaline	1.1	Gaillard et al. (1997)
Phenmediphame	2.45	Gaillard et al. (1997)
Propachlor	5.8	Lal (2004)
Pyridate	2.6	Gaillard et al. (1997)
Rimsulfuron	2.91	Gaillard et al. (1997)
Tebutame	2.59	Gaillard et al. (1997)
Terbutylazine	2.46	Gaillard et al. (1997)
Trifluralin	3	Lal (2004)
Mean ± S.D.	3.92	
Fungicide		
Benomyl	8	Lal (2004)
Captan	2.3	Lal (2004)
Carbendazime	4.17	Gaillard et al. (1997)
Chlorothalonil	0.99	Gaillard et al. (1997)
Fenpropimorphe	1.68	Gaillard et al. (1997)
Ferbam	1.2	Lal (2004)
Flusilazole	1.68	Gaillard et al. (1997)
Mancozèbe	0.77	Gaillard et al. (1997)
Manèbe	0.81	Gaillard et al. (1997)
Manèbe	2	Lal (2004)
Prochloraze	1.68	Gaillard et al. (1997)
Tebuconazole	1.68	Gaillard et al. (1997)
Mean ± S.D.	2.25	
Insecticide		
Carbaryl	3.1	Lal (2004)
Carbofuran	9.1	Lal (2004)
Chlorodimeform	5	Lal (2004)
Cypermethrine	7.02–11.7	Gaillard et al. (1997), Lal (2004)
Lambda-cyhalothrine	7.02	Gaillard et al. (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)

Table 3 (Continued)

Type	Emission factor	Source
Taxaphene	1.2	Lal (2004)
Mean $\pm$ S.D.	4.73	
Molluscicide		
Methiocarbe	2.45	Gaillard et al. (1997)
Growth regulator		
Chlormequat (CCC)	2.37	Gaillard et al. (1997)
Ethephon	2.37	Gaillard et al. (1997)
Trinexapac-éthyle	2.37	Gaillard et al. (1997)
Mean $\pm$ S.D.	2.37	

of 0.2727. Therefore, the total GHGB was calculated in C-eq units for each site-year and for each plot and crop considering the sum of the NECB and of all the emissions caused by field operations:

$$\text{GHGB} = \text{NEP} + \text{Exp} + \text{F} + \text{OF} + \text{S} + \sum \text{EFO}. \quad (2)$$

The annual GHGBs were then summed for the six sites where crop rotation was complete or that were cultivated with a monoculture (Carlow, El Saler Sueca). Full crop rotations occurred at four sites, with cycles of three (Cioffi), four (Avignon, Oensingen) and five years (Risbyholm).

Crop efficiency was calculated as the ratio between the C exported at harvest (grain and eventually straw) and total GHGB:

$$\text{CE} = \frac{\text{Cexport}}{\text{NEP} + \text{Cexport} + \text{F} + \text{OF} + \text{S} + \sum \text{EFO}}. \quad (3)$$

CE is expressed in g C exported g⁻¹ C-eq emitted and equals 1 if NEP, F, OF, S and $\sum \text{EFO}$ are balanced. The CE was calculated for each crop species and for different management regimes for the same crop.

3. Results

Overall, NEP, NECB and the total GHGB were calculated for 15 sites comprising 41 site-years, and emissions from agricultural practices were calculated for 17 sites comprising 51 site-years (see Table 5).

3.1. Net ecosystem production

NEP varied strongly between sites and crops and between crops at each site (see Table 5 and Fig. 2), but, on average, NEP was negative (mean $\pm$ SE of $-284 \pm 228 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$), with large variability among sites. Part of this variability in NEP was a result of the difficulty of defining budgeting years for cropland sites with intensive management. Thus, the NEP values reported here differ slightly

Table 4
Emission factors for production of mineral fertilisers (kg C-eq kg⁻¹), solid manure (kg C-eq t⁻¹) and liquid manure (kg C-eq m⁻³).

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
Sugar beet lime	0.032
Solid manure	0.88
Liquid manure	0.90

from those presented by Kutsch et al. (2010) and Moors et al. (2010) because of differences in the integration periods.

3.1.1. Winter crops

On average, winter crops had rather similar NEPs, with -292 ± 170 ($n=13$), -358 ($n=2$), -303 ± 159 ($n=3$) and -214 ($n=2$) g C m⁻² year⁻¹ for winter wheat, durum wheat, winter barley and rapeseed, respectively (Fig. 2). However, NEP variability within the same crop grown at different sites was high. This was largely 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 (e.g., fertilisation, amount of residues decomposing from the previous crop) and soil properties, may also be involved and are discussed in Kutsch et al. (2010), Moors et al. (2010) and Eugster et al. (2010).

Fig. 3 represents NEP as a function of the number of days of active vegetation cover (NDAV). In general, NEP increased in absolute value with NDAV for winter crops. However, two points corresponding to winter wheat grown at Oensingen and Risbyholm in 2006–2007 seem to lie outside the relationship between the sum of days when vegetation was active and NEP. The case of Oensingen is explored in more detail by Dietiker et al. (2010). They used the DNDC model to simulate net CO₂ uptake and found the greatest discrepancy between the measurements and the model in 2007. This result may indicate that the mild winter of 2006/2007, which led to the warmest January on record in large parts of Switzerland (MeteoSwiss, 2008), did not automatically lead to strong increased yields despite the substantial increase in NDAV in this year.

There was only one positive NEP value for winter crops, corresponding to winter wheat at Gebesee in 2006–2007. It should also be noted that in Fig. 3, rapeseed grown at Risbyholm was considered a summer crop because it was sown in May and harvested in July, which is atypical for rapeseed in southern Europe. The fact that the growing season was much shorter for the rapeseed grown at Risbyholm compared to the crop grown at Klingenberg partly explains why the NEP at Risbyholm was much lower than it was at Klingenberg (see Table 5). Another explanation is that no harvest occurred that year at Risbyholm because of flooding. Similarly, at Oensingen in the previous year, potato (2005–2006) was not harvested because of a fatal accident in the farmer's family. Therefore, for those two sites, large amounts of decomposing crop residues increased ecosystem respiration and reduced the NEP of the current and subsequent years, respectively.

3.1.2. Spring and summer C3 crops

NEP for spring- and summer-grown C₃ crops varied between 278 (peas) and $-652 \pm 41 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ (rice) (Fig. 2). Positive NEP values for pea (Avignon) can be explained by the very short growing season, which left the soil without vegetation cover for a large part of the year. The potatoes grown at Oensingen were subject to a hail event that destroyed part of the crop. Finally, spring barley (Klingenberg) also had positive NEP values, but the reasons for this are more difficult to identify. Considering the C₃ summer crops as a whole, NEP tended to decrease with increasing NDAV (Fig. 3). However, for individual crops, such as sugar beet, rice and spring barley, NEP tended to increase with increasing NDAV.

El Saler Sueca was the only site in this study where rice was grown and where the values for NEP in Table 5 and Fig. 2 do not include methane emissions. Those fluxes were estimated at $20 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, corresponding to a $15 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ 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 $-678 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$). Only Gebesee ($-655 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$), when sugar beet was grown (year 2005–2006), and Lonzée ($-605 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$), when winter wheat was grown (2006–2007), had similar negative NEP values.

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

Site Name and country	Years	Crop	NEP	Cinput	Cexport		Fire	NECB	Machines	Pesticides	Fertilisers	N ₂ Of	N ₂ Or	Irrigation	Total emissions	GHGB		
					Seeds	OF											Grain	Straw
Auradé FR	2004–2005	rapeseed	NA	–0.1	0	242	0	NA	3.1	0.6	26.2	29.4	8.3	0	67.5	NA		
	2005–2006	winter wheat	–305	–6.3	0	277	0	–34.0	4.7	0.4	13.7	14.6	4.0	0	37.5	4		
	2006–2007	sunflower	–8.5	–0.2	0	97.6	0	88.9	2.6	0.5	3.6	4.5	4.5	0	15.7	105		
Avignon FR	2003–2004	durum wheat	–255	–6.3	0	279	177	0	198	0.8	27.3	26.5	5.1	0	64.8	262		
	2004–2005	peas	278	NA	0	97.9	0	375	5.3	0	6.5	0	10.5	5.3	27.6	403		
	2005–2006	durum wheat	–461	–6.3	0	189	120	0	–158	0.8	20.4	19.0	7.4	4.2	59.3	–99		
	2006–2007	sorghum	–170	NA	0	222	0	52.3	6.4	0.1	4.3	0	12.2	5.3	28.3	81		
Cioffi IT	2004–2005	rye– grass/maize	–412	NA	–19.2	191–720	0	480	9.6	0.4	47.2	45.8	9.8	19.2	132	612		
	2005–2006	fennel/maize	–274	NA	0	68–725	0	519	12.3	0.9	72.8	83.1	10.6	18.6	198	717		
2006–2007	fennel/maize	–342	NA	0	34–953	0	645	12.2	0.9	96.2	87.7	15.4	22.6	235	880			
Carlow IR	2004–2005	spring barley	–144	–6.3	0	225	0	75.0	5.4	1.8	20.8	20.1	4.0	0	52.1	127		
	2005–2006	spring barley	–200	–6.3	0	248	0	41.6	5.5	1.3	23.6	23.6	4.3	0	58.3	100		
	2006–2007	spring barley	–236	–6.3	0	290	0	48.2	6.0	0.8	23.6	23.6	4.4	0	58.5	107		
Dijkgraaf NL	2006–2007	maize	NA	–0.4	0	758	0	NA	4.2	0.8	7.2	35.5	3.6	0	51.3	NA		
Gebesee GE	2003–2004	rapeseed	NA	–0.1	0	342	0	NA	3.2	0.6	32.7	33.1	7.7	0	77.3	NA		
	2004–2005	winter barley	–123	–6.2	0	370	0	241	4.7	0.4	9.7	10.3	3.4	0	28.5	269		
	2005–2006	sugar beet	–655	NA	0	787 (tuber)	0	132	3.7	0.8	5.6	4.5	11.5	0	26.0	158		
	2006–2007	winter wheat	25.5	–6.3	–34.7	362	0	346	5.7	0.5	14.8	15.9	4.0	0	41.0	387		
Grignon FR	2004–2005	mustard/maize	NA	NA	0	338	0	NA	5.8	1.3	21.8	20.1	7.6	0	56.7	NA		
	2005–2006	winter wheat	–179	–6.3	0	696	0	497	3.8	1.4	14.9	15.8	0.7	0	36.6	534		
	2006–2007	winter barley	–363	–6.3	0	505	0	164	3.7	1.4	12.0	15.5	1.7	0	34.4	198		
Klingenberg GE	2003–2004	winter barley	NA	–6	0	276	237	0	NA	0.4	41.4	12.9	2.8	0	61.2	NA		
2004–2005		rapeseed	–306	–0.1	–256	243	317	0	–1.8	1.2	30.6	52.8	2.1	0	91.0	89		
	2005–2006	winter wheat	–145	–6.3	0	253	203	0	304	1.6	30.5	29.8	0.4	0	66.4	371		
	2006–2007	maize	88.9	–0.4	–176	515	0	448	3.5	0.6	16.0	29.5	5.0	0	54.6	482		
	2007–2008	summer barley	10.5	–6.3	0	118	93	0	217	2.8	0.2	8.5	6.9	1.2	0	19.5	237	
Lamasquère FR	2004–2005	triticale	NA	–6.3	66.7	270	243	0	NA	0.3	15.3	28.9	3.6	0	51.1	NA		
2005–2006		maize	–240	–0.3	–249	479	327	0	316	0.4	13.8	33.9	3.3	7.6	64.4	381		
	2006–2007	winter wheat	–387	–6.3	–80.9	184	199	0	–90	0.1	27.9	43.9	4.0	0	81.1	–9		
Langerak NL	2005–2006	maize	–271	–0.4	–26.8	794	0	496	4.2	0.4	2.2	5.4	1.5	0	13.7	509		
Lonzée BE	2003–2004	sugar beet	NA	NA	–66	630 (tuber)	0	NA	5.4	1.9	63.7	22.4	14.9	0	108	NA		
	2004–2005	winter wheat	–460	–6.0	0	388	172	0	93.8	1.1	24.3	29.0	4.0	0	61.1	155		
	2005–2006	seed potato	–42.9	–4.0	0	290 (tuber)	0	243	6.8	5.4	26.3	16.8	4.0	0	59.0	302		
	2006–2007	winter wheat	–605	–6.0	0	310	140	0	–161	0.7	26.3	28.0	3.7	0	61.7	–99		
Lutjewad NL	2005–2006	winter wheat	NA	–6.3	0	869	0	NA	4.9	0.6	21.8	23.2	1.0	0	51.5	NA		
	2006–2007	winter wheat	–455	–6.3	0	818	0	356	4.9	1.7	25.3	26.9	1.0	0	59.9	416		
Molenweg NL	2004–2005	potato	NA	NA	–53.5	1583 (tuber)	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	0	284	158	0	0	0.2	17.9	18.3	1.0	0	41.7	0		
2004–2005		winter barley/cover crops	–424	–6	0	260	69	0	–101	0.4	14.0	14.4	0.8	0	34.3	–66		

Table 5 (Continued)

Site Name and country	Years	Crop	NEP	Cinput	Cexport		Fire	NECB	Machines	Pesticides	Fertilisers	N ₂ Of	N ₂ Or	Irrigation	Total emissions	GHGB
					Seeds	OF										
Risbyholm DK	2005–2006	potato	217	–4.4	–121	0	0	92	3.7	0	31.8	22.7	19.4	0	58.2	150
	2006–2007	winter wheat	–173	–7.7	0	223	180	222	2.8	0.2	19.9	20.1	1.0	0	43.0	265
	2003–2004	winter wheat	–403	–6.3	0	375	206	173	4.9	1.3	29.2	29.1	1.4	0	65.9	239
	2004–2005	winter wheat	–306	–6.3	0	388	214	290	4.7	0.7	28.3	28.2	1.4	0	63.4	354
	2005–2006	winter wheat	–260	–6.3	0	363	199	296	4.8	0.4	28.9	28.8	1.3	0	64.1	360
	2006–2007	winter wheat	–197	–6.3	0	0	0	–204	4.7	0.7	30.8	31.1	5.5	0	72.9	–131
El Saler Sueca ES	2007–2008	rapeseed	–123	–0.1	0	153	0	30	4.2	0.2	19.9	19.1	0.6	0	44.0	74
	2004–2005	rice	–679	NA	0	431	89	–248	3.2	0.2	19.3	29.1	13.7	3.6	73.4	–133
	2005–2006	rice	–693	NA	0	448	90	–245	3.0	0.2	19.3	29.2	14.4	3.6	74.7	–122
	2006–2007	rice	–606	NA	0	357	0	–249	3.1	0.2	19.3	29.5	14.2	3.6	74.5	–175
Vredepeel NL	2007–2008	rice	–630	NA	0	372	0	–258	3.2	0.2	19.3	30.4	10.5	3.6	76.0	–182
	2005–2006	sugar beet	–486	NA	–433	850 (tuber)	0	–69.3	4.2	3.2	28.7	61.3	0.9	4.1	103	33

^a NEP: cumulative net ecosystem production; Cinput: carbon inputs as seeds and organic fertilisers; Cexport: carbon exported during harvest (yield). When data were available, Cexport as grain or straw was specified. 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 amortisation of 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 fertilisers; N₂Of: N₂O emissions caused by the use of fertilisers; 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 field operations; GHGB: the sum of NECB and all emissions caused by field operation.

^b Methane emissions of approximately 15 g C-eq m^{–2} year^{–1} at El Saler Sueca are not included.

Spring barley had a less negative NEP ($-193 \pm 46 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) than winter cereals, partly because NDAVs and yields were smaller (see Figs. 2 and 3). Sugar beet had very negative NEP values at Gebesee ($-655 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) and Vredepeel ($-486 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) in 2005 and 2006. Even when the potato crop had a similar NDAV to sugar beet, for instance at Gebesee, the NEP was very positive. Peas 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, the NEP for sunflower was close to equilibrium ($-8.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$).

3.1.3. Summer C₄ crops

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

3.1.4. Effects of cover crops or voluntary re-growth and weeds on NEP

When considering C₄ crops combined with fennel or rye-grass (Cioffi site), the NEP tended to increase with NDAV. The NEP for maize alone was always smaller than when maize was combined with either rye-grass or fennel (see 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 cover crop. In a similar way, the growth of volunteer seedlings and weeds after the 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 “cover crops” in Tables 1 and 5) at Oensingen after winter barley (2004–2005) had a noticeable effect on NEP (see also Dietiker et al., 2010). Our comparison of NEP estimates including and excluding the period of re-growth that occurred after winter barley at Oensingen revealed NEP values of -424 and $-144 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, respectively. However, it should be noted that this is not a measure of the accuracy of flux measurements but an indication of the problems with defining budgeting years for cropland sites. In this case, the integration period changed from 09 November 2004–08 November 2005 to 05 August 2004–04 August 2005. Similarly, by including in or omitting from the calculation the periods encompassing re-growth events and weeds development that occurred after the growth of winter wheat at Avignon (periods between 01 September 2005–31 August 2006 and 06 November 2005–05 November 2006, respectively), the NEP value changed from -461 to $-478 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, respectively.

3.2. Carbon exports

Carbon exports showed a wide variation among sites and crop types, ranging from $0 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ at Oensingen and Risbyholm (no harvest, see above) to 987 and $1583 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ at Cioffi (fennel/maize, 2006–2007) and Molenweg (potato, 2004–2005). Considering sites where NEP was measured, the crops associated with the biggest Cexport terms were maize and sugar beet, at 705 ± 165 and $818 \pm 44 \text{ g C m}^{-2}$, respectively (Fig. 2). At those 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). As the CarboEurope data set did not include this latter variant of

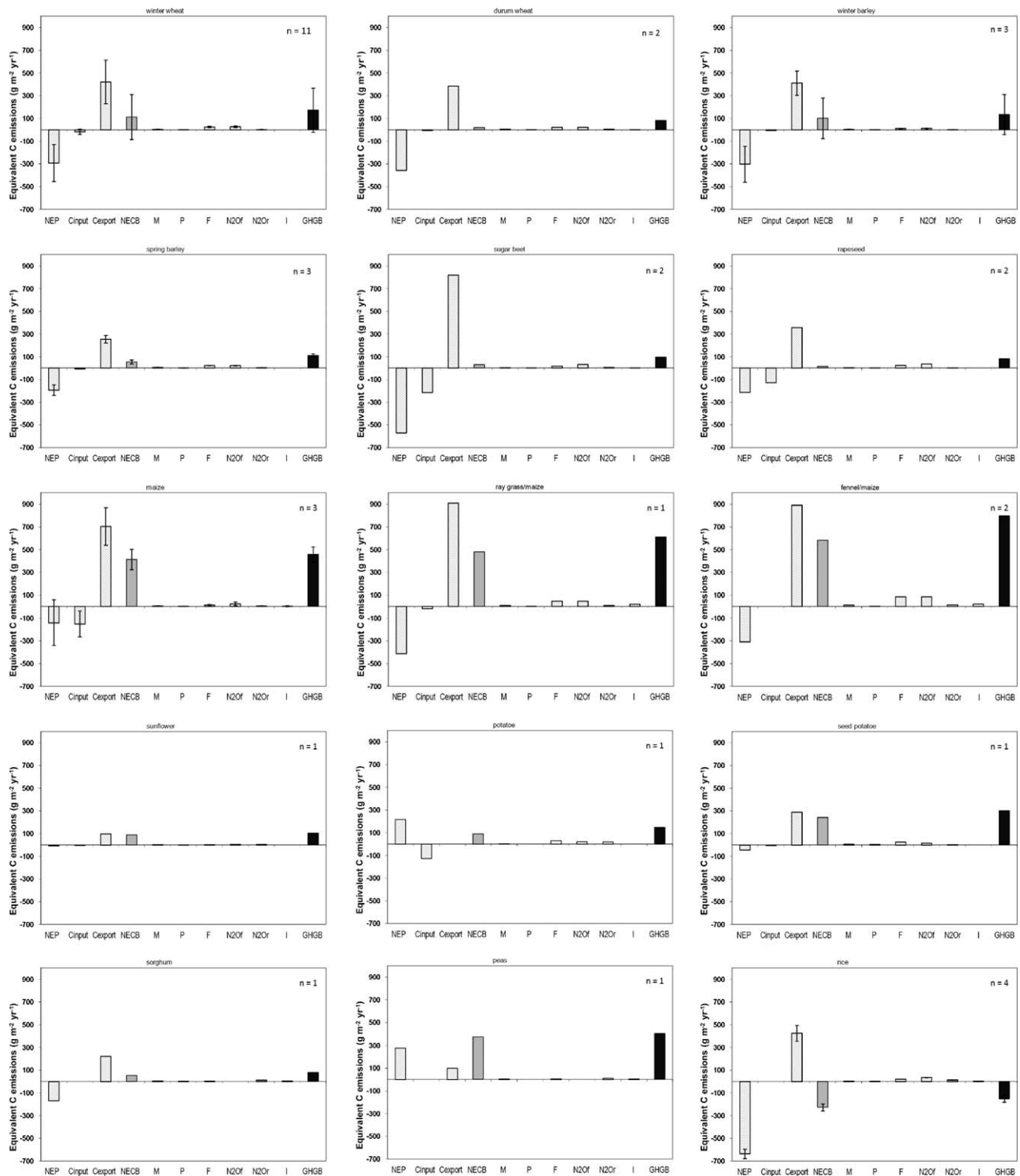
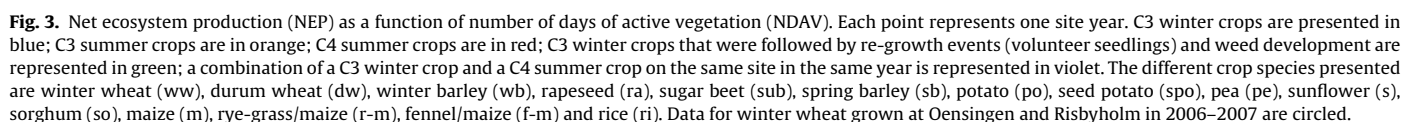


Fig. 2. Mean for each crop species of the different terms composing the annual GHG budgets (GHGB) calculated in C-eq at European crop sites: net ecosystem production (NEP), carbon inputs (Cinput) as seeds and organic fertilisers, carbon exports corresponding to harvest and fire (Cexport) and net ecosystem carbon budget (NECB), calculated as the sum of the three previous terms. The emissions associated with field operations are as follows: 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 fertilisers (F), N_2O emissions caused by the use of fertilisers (N_2Of), N_2O emissions caused by the decomposition of crop residues left on the field (N_2Or) and emissions caused by irrigation (I). Finally, the GHGB, the sum of NECB with emissions caused by field operations, is presented. 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 .



Winter wheat had a mean NECB of $112 \pm 198 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, corresponding to a non-significant C loss because of high vari-

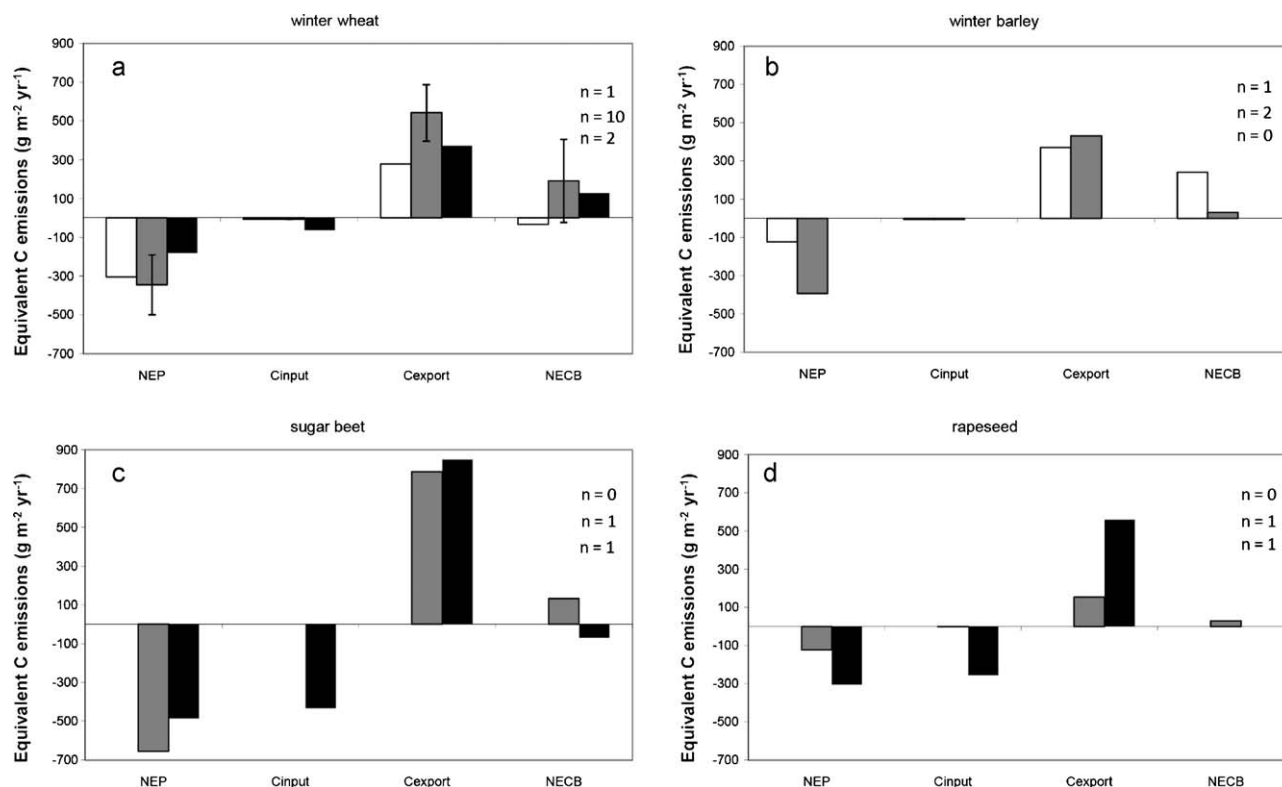


Fig. 4. Management effects on net ecosystem production (NEP), carbon inputs (Cinput), carbon exports corresponding to harvest and fire (Cexport) and net ecosystem carbon budget (NECB) for winter wheat (a), winter barley (b), sugar beet (c) and rapeseed (d). Data for winter wheat at Risbyholm in 2006–2007 are not included. White bars correspond to crops that only received mineral fertilisation and for which only grains were removed. Grey bars correspond to crops that received mineral fertilisation and for which grains and straw or tubers were removed. Black bars correspond to crops that received both mineral and organic fertilisation and for which grains and straw or tubers were removed. The number of datapoints used to calculate each bar is represented in the upper right corner: the upper value is for white bars and the lower for black bars. Vertical full lines (error bars) are $\pm$ the standard deviation of each measurement mean and were calculated when the number of sites per crop species was ≥ 3 .

ability. NECB values were negative in 2006–2007 at Lonzée and Lamasquère, when winter wheat was grown. The 2006–2007 winter was, however, exceptionally warm in western and south-western Europe. Temperatures in January and February were close to 4.4 °C, which was 3 °C above the normal values at Lonzée and Lamasquère in 2007, and the NEP values observed at those sites were much lower than the ones observed at Lonzée in 2004–2005 and at Auradé (12 km from Lamasquère) in 2005–2006 for a winter wheat crop (see Table 5). Other crops, such as durum wheat, rapeseed, winter barley, spring barley, sugar beet, potato, sunflower and sorghum, were small sources of C with NECBs below 102 g C m⁻² year⁻¹ (Fig. 2). Additionally, when comparing the different crops, the three terms contributing to the NECB were much larger for sugar beet compared to the other crops.

Finally, fennel/maize, rye-grass/maize, maize, pea and seed potato had large positive NECB values (Fig. 2) of 582 ($n=2$), 480 ($n=1$), 413 $\pm$ 91, 375 ($n=1$) and 243 ($n=1$) g C m⁻² year⁻¹, respectively. The net carbon loss was significant for maize only (see Fig. 2) because the number of samples available for the other crops was too low. However, as discussed above, almost all of the aboveground biomass of the maize crops was exported for silage. Therefore, these results are not representative of maize fields used for grain production only.

3.4.4. NECB variability with management

Management practices varied considerably across the different sites (see Tables 1 and 5 and Fig. 2). Some sites exported only grain, while others also exported straw, and some received only mineral fertilisers, while others received both mineral and organic fertilisers. The assessed effects of management on the NECB are presented in Fig. 4 for crops (1) receiving only mineral fertiliser where grains

were exported, (2) receiving only mineral fertiliser where grains and straw or tubers were exported, and (3) receiving both mineral and organic fertilisers where grains and straw or tubers were exported.

For winter wheat, NECB was negative when only grain was exported. Organic fertilisation could not compensate for C losses when all of the biomass was exported. For winter wheat receiving mineral fertilisation but for which grain and straw were exported, the variability in NEP and Cexport caused large variations in NECB (from -161 to 497 g C m⁻² year⁻¹).

The NECB for winter barley was close to equilibrium when aboveground biomass was removed and was surprisingly positive (241 g C m⁻² year⁻¹) when only grains were removed. In the latter case, NEP was small, and Cexport was rather similar in both treatments.

For all crops, organic fertilisation tended to reduce the NECB (see Fig. 4). For sugar beet and rapeseed, crops receiving both organic and mineral fertilisation had small negative NECBs, whereas those receiving mineral fertiliser had small positive NECBs. It was not possible to generalise the results due to a small number of samples. Moreover, the comparison of the effects of different fertiliser types on NECB for rapeseed is uncertain because the rapeseeds grown at Klingenberg (mineral plus organic fertiliser) and Risbyholm (mineral fertiliser only) were cultivated as winter crops and spring crops, respectively, due to very different climate conditions (see above).

3.5. Emissions from field operations

In this section, when emissions from field operations (EFO) are presented and discussed for the sites where NEP was measured, the

numbers corresponding to all of the sites (including those where NEP was not measured) also appear in parentheses.

3.5.1. Emissions from machines

Emissions caused by the use of farm machinery represented, on average, only 5.0% (4.8%) of EFO and ranged between 2.6 g C-eq m⁻² year⁻¹ (Auradé, sunflower) and 12.3 g C-eq m⁻² year⁻¹ (Cioffi, fennel/maize). At Auradé, only five operations involving machinery were performed (ploughing, fertiliser application, sowing, pesticide application and harvest), while at Cioffi, where two crops were grown per year, nineteen 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 both 25.8% of machinery emissions. At Avignon (pea, 2004–2005), soil preparation (ploughing and multiple tillage events) and harvest represented 36.2% and 25.0% of emissions, respectively. Finally, at Lonzée (winter wheat, 2004–2005), tillage and harvesting represented 10% and 48.8% of emissions, respectively.

3.5.2. Emissions caused by fertiliser use

The manufacturing, transport, storage and application (causing N₂O emissions) of fertilisers represented between 15 and 94% of EFO, with, on average, 51.4 ± 34.9 (51.0 ± 31.9) g C-eq m⁻² year⁻¹. Crops where only organic (Dijkgraaf and Langerak) or mineral fertilisers (see Table 1) were applied represented 25.2 (n=2) and 49.1 ± 33.9 g C-eq m⁻² year⁻¹, or 70.3% and 75.4% of EFO, respectively. For those same sites where only organic or only mineral fertilisers were used, fertiliser manufacturing accounted for 4.7 and 23.0 ± 16.9 g C-eq m⁻² year⁻¹, respectively. This is not very surprising because according to Stout (1990), energy input associated with nutrients derived from animal manure is less than that when chemical fertilisers are used (energy for application of fertilisers is not included).

Generally, winter crops had higher emissions for manufacturing, transport and storage of fertilisers than summer crops because of higher fertiliser inputs. 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 year⁻¹). Emissions were highest at Cioffi because two crops were grown per year at that site.

The emissions of N₂O from fertilisers represented, on average, 40.4% (40.6%) of EFO, or 27.4 ± 18.9 (26.8 ± 17.3) g C-eq m⁻² year⁻¹. Emissions from fertilisers ranged between 0 g C-eq m⁻² year⁻¹ at Avignon for pea and sorghum due to no fertilisation to 87.7 g C-eq m⁻² year⁻¹ in 2006–2007 for fennel/maize at Cioffi, both of which received fertilisers. However, similar EFs were used for all sites and types of fertilisers, even though Kuikman et al. (2006) showed that EFs can vary spatially and with fertiliser type. Moreover, summer crops had lower emissions than winter crops because of lower fertiliser inputs. However, Skiba et al. (1996) reported that N₂O emissions for winter crops are lower than for summer crops because the latter are fertilised under soil temperature conditions more conducive to denitrification. 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 94% of EFO (including manufacturing; Hillier et al., 2009), efforts should be made to enhance nutrient use efficiency by minimising losses caused by erosion, leaching and volatilisation, perhaps by including in the rotation crops that can fix atmospheric nitrogen and improve the recycling of nutrients contained in the crop residue. Indeed, N₂O emissions corresponding to the mineralisation of crop residues represented, on average, 11.0% (10.6%) of EFO, or 5.8 ± 5.1 (6.0 ± 5.4) g C-eq m⁻² year⁻¹. Considering all sites, winter

barley and winter wheat had the lowest N₂O emissions associated with crop residues, with 2.2 ± 1.1 and 2.5 ± 1.7 g C-eq m⁻² year⁻¹, respectively (see Fig. 2). Finally, considering all sites, potato, pea, rice, fennel/maize and sorghum had mean N₂O emissions caused by crop residues above 10 g C-eq m⁻² year⁻¹.

In total, N₂O emissions represented 51.4% (51.2%) of the EFO. In the future, efforts should be made to systematically and continuously measure the N₂O emissions and NEP in the field to reduce uncertainties in the EFO and total GHGB for specific crops. Such an effort was made at the Cioffi and Grignon sites. At Cioffi, it was found that the emission factors (this refers to the amount of N₂O emitted from the various mineral and organic N applications to the soil) 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 some sites.

3.5.3. Emissions caused by pesticide use

The manufacturing, transport, packaging and storage of pesticides represented only 1.6% (1.5%) of the EFO. However, the number of treatments varied considerably among crops and sites. There were no treatments for pea and potato (at Avignon, 2004–2005 and Oensingen, 2005–2006), only 1 and 2 for rapeseed and triticale, respectively (Risbyholm, 2007–2008 and Lamasquère, 2004–2005), and up to 7 and 13 for sugar beet and seed potato, respectively (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 (5.4 and 2.0 g C-eq m⁻² year⁻¹, respectively) and were less than 1.4 g C-eq m⁻² year⁻¹ for the other crops (Fig. 2). The maximum emissions from pesticide applications represented 9.1% of the EFO (for seed potato at Lonzée in 2005–2006). Therefore, for most crops, any efforts to improve the accuracy of EFO estimates should focus on these additional contributions.

3.5.4. Emissions caused by irrigation

For irrigated sites, irrigation only represented 9.5% (8.8%) of the EFO, although the methods differed between sites. Gravimetric techniques were used at El Saler Sueca, and these are less energy-consuming than sprinklers, centre-pivot, frontal ramps or solid rolls, which were used at Vredepeel, Cioffi, Avignon and Lamasquère, respectively. Therefore, even if the amount of irrigation was high at El Saler Sueca, C-eq emissions were low compared to Cioffi. Cioffi received a large amount of irrigation (between 300 and 416 mm), and this represented between 9.4 and 14.5% of the EFO. However, Avignon was the site where irrigation represented the largest part of the EFO, with a value of 19% for a pea crop. The reason for this observation is that neither pesticide nor nitrogen fertiliser was added to the peas; therefore, there were no N₂O emissions caused by fertilisers. Overall, our results are consistent with emissions reported in the literature (see Lal, 2004).

3.5.5. EFO variability among sites

For the different site-years or crops, values for the EFO could be sorted into three groups. In the first group, EFO was low, between 0 and 30 g C-eq m⁻² year⁻¹. This group included sorghum, pea and sunflower, which have short growing seasons and require few inputs. Maize cultivated at Langerak and receiving only organic fertilisation also belongs to this group, along with 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 site-years), the EFO and mean EFO per crop ranged between 30 and 100 g C-eq m⁻² year⁻¹ and between 40 and less than 80 g C-

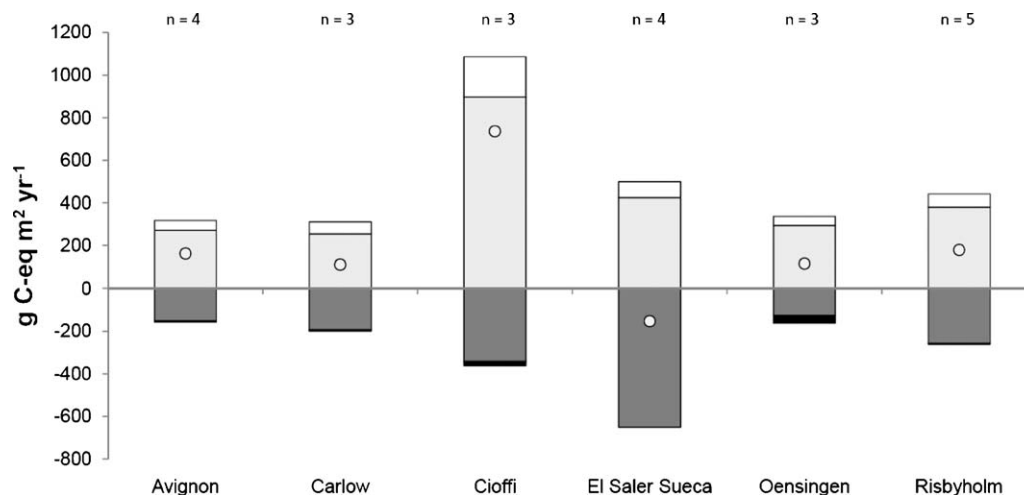


Fig. 5. Annual mean values of the different terms composing GHGB (white dots) for sites where the crop rotation was completed or where monoculture was grown: Cinput (black bars), NEP (light grey bars), Cexport (dark grey bars) and EFO (black bars). The number of years corresponding to the full rotation for each site is shown.

eq m⁻² year⁻¹, respectively. Winter barley is often in the low range of that group. In the third group (five site-years), the EFO was above 100 g C-eq m⁻² year⁻¹. High EFOs were found for Cioffi and Lonzée (sugar beet, 2003–2004). 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 fertilisers. At their maximum in 2006–2007, the EFO represented 26.7% of the total GHGB. Even this result has restricted generality, and it would be interesting to investigate further the increase in EFO for systems with two crops per year instead of one to evaluate their environmental impact. Indeed, it is likely that similar systems will become more frequent in the future because of projected lengthening of 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 crop-land area and to promote cover crops during winter to reduce soil erosion, enhance carbon sequestration and reduce nitrate leaching.

3.6. Total GHG budget

To assess the relative contributions of the different terms to the total GHGB, their absolute values were summed, and their relative contributions were calculated. Overall, the EFO represented only 7.6% of the total GHGB compared to 53.4, 33.4 and 4.5% for Cexport, NEP and Cinput, respectively. Therefore, the NEP (through uptake of CO₂) represented 88% of the negative radiative forcing, and Cexport represented 88% of the positive radiative forcing. The use of machinery, manufacturing, 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, 0.7 and 0.3% of total GHGB, respectively). However, when EFO was directly compared to GHGB (without considering the absolute values of all of the terms), it represented 32% of the GHGB (64.8 g C-eq m⁻² year⁻¹ for EFO; over 203 g C-eq m⁻² year⁻¹ for GHGB). N₂O emissions alone represented nearly 16.4% of the GHGB.

With a mean GHGB of 203 ± 253 g C-eq m⁻² year⁻¹ for all site-years where NEP could be estimated, crops, on average, acted as GHG sources. Overall, the total GHGB ranged from -182 g C-eq m⁻² year⁻¹ for rice at El Saler Sueca (2007–2008) to 880 g C-eq m⁻² year⁻¹ at Cioffi (fennel/maize, 2006–2007) (see Table 5). Nine site-years (four of them being rice) over a total of 41 had a negative total GHGB, meaning that they were acting as GHG net sinks. For most site-years, Cexport and emissions of GHGs associated with field operations exceeded net carbon fixation through the NEP and C inputs from organic fertilisers and seeds.

On average, rice was a net GHG sink, with a mean GHGB of -153 ± 30 g C-eq m⁻² year⁻¹ (-138 ± 30 g C-eq m⁻² year⁻¹ when considering methane emissions) (see Figs. 2 and 5). All other crops had mean positive values for GHGB. As for the NECB, crops having very negative NEPs did not always 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 GHGB values at 457 ± 68 g C-eq m⁻² year⁻¹, 798 (n=2) g C-eq m⁻² year⁻¹ and 612 (n=1) g C-eq m⁻² year⁻¹, respectively (see Fig. 2). Although the results from the Cioffi site cannot be generalised, it is interesting to note that longer periods with vegetation cover do not necessarily improve the total GHGB. However, when net assimilation from a fallow crop or voluntary re-growth was accounted for in the NEP (and in the total GHGB) at Oensingen (winter barley, 2004–2005) and Avignon (winter wheat, 2005–2006), the C budgets were improved by 280 and 18 g C-eq m⁻² year⁻¹, respectively.

Values for GHGB are presented in Fig. 5 for sites where the crop rotation was complete or that were cultivated with a monoculture. El Saler Sueca was the only site acting as a GHG sink, and Cioffi was the largest source, with an annual emission of 730 g C-eq m⁻². The NEP and organic inputs could not compensate for the large C exports occurring twice a year, and the EFO was always the highest at that site because large inputs were required to grow two crops a year. Indeed, emissions associated with irrigation, use of machines, fertiliser manufacturing, and N₂O emissions caused by nitrogen fertilisation were the highest at that site. At other sites, GHG emissions ranged between 111 and 179 g C-eq m⁻² year⁻¹. Carlow was the smallest GHG source, even though its NEP was below average, as only grains were exported, and the EFO was below average. Results from Oensingen and Risbyholm should be considered special cases because at those two sites, one of the crops was not harvested (exported) during the crop rotation. However, in the case of Oensingen, the situation would also have occurred under normal conditions. The hail damage to the potato crop would have been covered by hail insurance; therefore, the farmer would not have harvested the potatoes had the researchers not insisted on keeping them growing to examine the effect of hail damage on the NEP.

3.7. Assessment of crop efficiency

Crop efficiency (CE) was calculated as the ratio between Cexport (yield) and total GHGB. Results are presented in Fig. 6 for

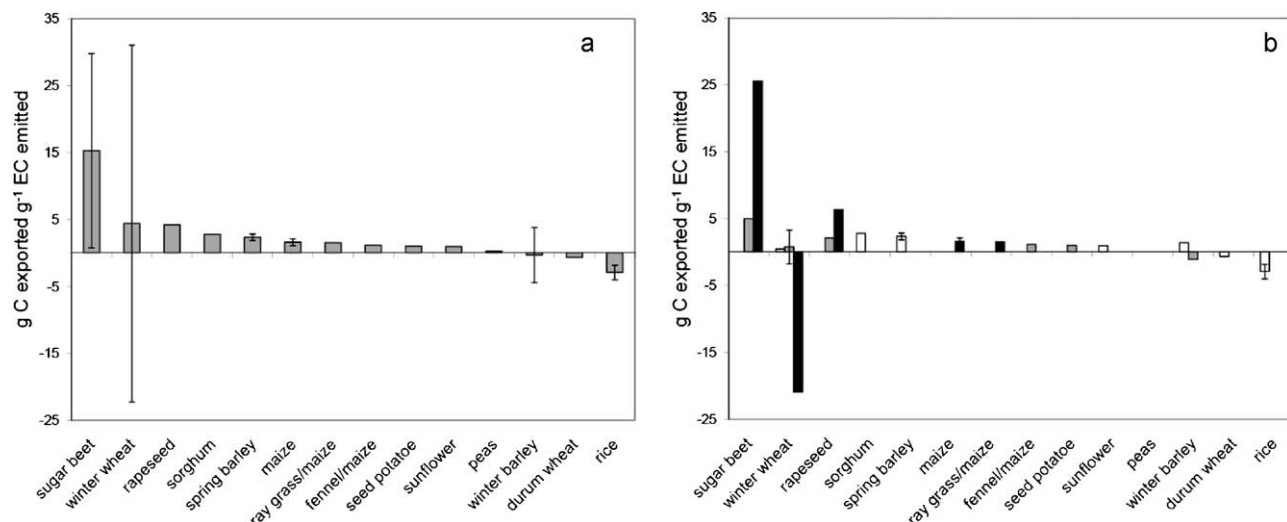


Fig. 6. (a) Mean crop efficiency per crop species, calculated as the ratio between C_{export} during harvest and annual GHG budget calculated in C-eq. (b) Mean crop efficiency per crop species for crops that only received mineral fertilisation and for which only grains were removed (white bars), for 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 (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 . Data for winter wheat and potato at Risbyholm in 2006–2007 and Oensingen in 2005–2006 are not included because no harvest was performed.

crops where at least one year of NEP was calculated and a harvest was taken by the farmer (Oensingen 2005–2006 and Risbyholm 2006–2007 are excluded from this analysis). On average, winter crops were much more efficient than summer crops (Fig. 6a), with CEs of 4.6 ± 6.4 and 0.8 ± 1.9 g C exported g⁻¹ C-eq emitted, respectively (rye-grass/maize and fennel/maize were not included in the calculations). Durum wheat and winter barley had negative mean CEs (-0.7 ± 4.1 and -0.3 ± 4.1 g C exported g⁻¹ C-eq emitted, respectively), indicating that they were acting as GHG sinks, but variability was high for winter barley. Sugar beet, winter wheat and rapeseed were among the most efficient crops, with mean CEs of 15.3 ± 14.5 , 4.4 ± 26.7 and 4.2 ($n = 2$) g C exported g⁻¹ C-eq emitted, respectively (Fig. 6a). Most crops had a CE above 1 or below 0 g C exported g⁻¹ C-eq emitted. However, seed potato, sunflower and pea had mean CEs below 1 g C exported g⁻¹ C-eq emitted. These results indicate that these crops were producing more GHGs than yield on a C basis. Of course, these results should be treated with caution due to the small number of sites studied and differences in management practices.

In general, the high variability in the CEs was to a large extent explained by differences in management (see Fig. 6b), and organic fertilisation improved the CEs for all crops whose straw was removed. For winter wheat, the CE was negative when organic plus mineral fertilisation was used, even if all aboveground biomass was exported. This result shows that for winter wheat, net GHG fixation was possible, especially when organic fertilisation was used, despite higher C_{export}. For sugar beet and rapeseed, the CEs were also higher when organic plus mineral fertilisation was used. Considering crops producing oil, rapeseed (4.2 g C exported g⁻¹ C-eq emitted) was, on average, more efficient than sunflower (0.9 g C exported g⁻¹ C-eq emitted), but the methods of fertilisation and the proportion of total biomass exported differed.

Maize alone or in combination with fennel or rye-grass never exceeded a CE of 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 the CE on an annual basis. Finally, sorghum produced 2.8 g C g⁻¹ C-eq emitted, and rice had a negative CE, meaning that it was a GHG sink producing biomass. For the reasons mentioned above, this latter result should be considered with much caution.

4. Discussion

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

The crops examined in the current work are representative of more than 73% of the cropping areas (FAOSTAT) in Europe (EU 27) and more than 59% of the arable land (see EUROSTAT, 2008 and Swiss Federal Statistical Office, 2008) in the nine countries covered by this study. While these sites may be broadly representative of the area covered by wheat (25.1% of arable lands versus 26.8% in this study), winter and spring barley (14.8% versus 14.6% in this study) and rapeseed (4.4% versus 4.9% in this study), they overestimated maize, rice, potato and sugar beet (differences in surface area of 8.3, 9.1, 3.2 and 2.2%, respectively; EUROSTAT, 2008). Moreover, the maize sites were not representative of maize grown in Europe because, at the sites where NEP was measured, maize was used for silage and only represented 46% of the maize area in the countries contributing to our study. Representativity is also discussed in Kutsch et al. (2010), who focus on the NECB of full crop rotations.

4.1. Net ecosystem production

In this study, most NEPs were negative, corresponding to a sink for atmospheric CO₂ by the crops, which is consistent with other studies on maize/soybean rotations in North America (Baker and 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), and winter wheat and triticale (Ammann et al., 1996; Anthoni et al., 2004; Baldocchi, 1994). However, NEPs were positive for several crops. The reasons for positive or negative NEPs are various and can include a combination

of several factors, as discussed above and in other papers in this issue (see Eugster et al. (2010), Kutsch et al. (2010)). Decomposition of crop material from previous years may explain part of the variability. The number of days of active vegetation cover was also identified as one of the factors influencing the NEP in this study.

In general, NEP increased in absolute value with NDAV for winter crops. However, two points corresponding to potato and winter wheat grown at Oensingen and Risbyholm, respectively, in 2006–2007 seem to lie outside of this relationship between NDAV and NEP. Potatoes were not harvested in the previous year at Oensingen, and winter wheat was not harvested that year at Risbyholm. Therefore, heterotrophic respiration may have been a significant component in 2006–2007 at Oensingen and during the late season at Risbyholm, thereby decreasing the NEP. There was only one positive NEP value for winter crops, corresponding to winter wheat at Gebesee in 2006–2007. This result was 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 a summer crop because it was sown in May. Additionally, the NEP at Risbyholm was much lower than at Klingenberg, probably due to a much shorter growing season for rapeseed at Risbyholm compared to Klingenberg.

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

Average NEP values for maize were $-141 \pm 200 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, but variability between sites was large. At Klingenberg, a hail event in July 2007 caused significant damage to the maize plants, resulting in a reduction in LAI and probably a reduction in C net fixation. Overall, the values observed for the sites examined were lower than those found in the literature, which vary between -381 and $-572 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ 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 (see Table 1) compared to the Mead site, with irrigation ranging between 302 and 378 mm. Therefore, more irrigation would probably have improved the C budget for the maize, but other factors, such as soil types, crop varieties and density, may also cause differences in the NEP.

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 vegetation period reduced both ecosystem respiration (the lowest values of all sites; see Eugster et al., 2010) and photosynthesis limitation (high stomatal conductance), thereby enhancing the NEP. Algal and cyanobacterial photosynthesis associated with the water column may also have contributed to increased carbon uptake.

On some occasions, re-growth events and weed development increased the number of days of active vegetation cover, but those events are very dependent on climate and are usually interrupted by soil preparation prior to the sowing of the next crop. Béziat et al. (2009) estimated that re-growth events and weed growth caused a net fixation of approximately 50 g C m^{-2} 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 and use of herbicides may delay, prevent or interrupt voluntary re-growth and kill weeds. Therefore, postponing the operations or encouraging cover crops such as fennel or rye-grass, as in Cioffi, or a Phacelia/clover-based mixture, as in Oensingen, can improve the carbon budget of agricultural ecosystems. When maize was combined with cover crops, as in Cioffi, NDAV and

NEP increased compared to other sites where no cover crop was grown.

Because NEP is the second most important term in the NECB and GHGB calculation, it is important to estimate it accurately. Differences in integration periods or gap-filling methods produce differences in NEP. In Béziat et al. (2009), NEP for sunflower was found to be $28 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ compared to $-8.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ in this study because of small differences in the integration periods. With different integration periods, Aubinet (2009) and Prescher et al. (2010) also calculated slightly different NEP values for Lonze and Klingenberg, respectively. Differences in gap-filling methods also produced differences in NEP values for sugar beet between this study and Moureaux et al. (2006). Uncertainties in the NEP measurements by means of the eddy covariance caused by systematic and random errors (see Osborne et al., 2010) have been discussed in recent years (Hollinger and Richardson, 2005; Richardson and Hollinger, 2007; Richardson et al., 2006; VanGorsel et al., 2007; Aubinet, 2008; Finnigan, 2008; Lasslop et al., 2008; Moureaux et al., 2008; Béziat et al., 2009) and are summarised in Kutsch et al. (2010).

4.2. NECB and NBP

On average, the NECB for the crops examined was $138 \pm 239 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, 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 30 cm; Smith et al., 2000) in European agricultural soils, the mean NECB would correspond to an annual loss of $2.6 \pm 4.5\%$ of the soil organic C content. Of course, this value should be considered with caution because the crop species, soil conditions and management practices in this study are probably not fully representative of all croplands found in Europe (see Osborne et al., 2010). However, the variability around this mean is probably rather representative of the variability in NECB for European croplands and reflective of the short-term (year-to-year) variability in the NECB. Clearly, determinations made over longer periods would be required before a robust assessment of the sustainability of current land use practices could be quantified (see also Eugster et al., 2010). If our results are to be considered representative of European croplands, this result may be surprising as cropland soils in Europe are expected to be near equilibrium with respect to carbon because the sites have been managed as croplands for many years.

Kutsch et al. (2010) found slightly lower but still positive values for the NECB ($91 \pm 203 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) at eight sites with at least four years of continuous measurements. Our results support a previous study by Janssens et al. (2003), who estimated a value for NECB of $90 \pm 50 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ for European croplands based on longer term studies of soil C stock inventories (10 years or more). However, our results contrast with more recent studies based on modelling and carbon inventories that suggest that European cropland soils are close to equilibrium, being either small sources (Smith et al., 2005; Bondeau et al., 2007; Schulze et al., 2009) or small sinks (Gervois et al., 2008). This difference may be explained by the fact that 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 in representing the variability of the NEP or the different management practices used. Moreover, it is worth noting that uncertainties relating to Cexport (59% of NECB) and Cinput (5% of NECB) are proportionally bigger than the uncertainty in the 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 $\pm 140 \text{ g C m}^{-2}$ over four years for a 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 NBP 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 small albeit non-significant, carbon sinks (Baker and Griffis, 2005; Dobermann et al., 2006; Hollinger et al., 2005; Hollinger et al., 2006), and others were small but non-significant carbon sources (Grant et al., 2007; Verma et al., 2005). At the USA sites, 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 $341 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. Finally, at Lonzée, for the full four-year rotation receiving mineral fertilisation, Aubinet et al. (2009) observed a mean NBP of $42 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. 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, the NBP was found to be $90 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$.

Climate and management can cause large differences in yield, NEP and NECB among sites, even for the same or similar crops. For all crops, organic fertilisation tended to lower the NECB (see Fig. 4) of the present crop, but its effect on the subsequent crops is more difficult to assess. In most cases, the harvest index and the fate of the harvestable product drives the proportion of NPP that will be exported, thereby influencing the NECB. For farms specialising in cereal production, it is more likely that only the grains will be exported so that most of the biomass (approximately two thirds of the total biomass including roots) produced in the field could potentially remain there, with most of it being progressively decomposed and a small part of it increasing the soil carbon pool (see Osborne et al., 2010). 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 most of the C fixed by the plant during the growing season at harvest. If this loss of C is not compensated for by animal manure application, it is more likely that the NECB will correspond to C losses from the soil. Other alternatives, such as reduced tillage or the introduction of a legume cover crop, and their effects on soil C stocks and GHGB have been investigated (see Robertson et al., 2000). More studies assessing the effects of various management regimes at one site and their impacts on NPP, NEP, NBP and GHGB are needed to provide general recommendations. Additionally, these studies should involve the same crops at a range of locations.

4.3. Emissions from field operations

Collecting information and estimating the GHG emissions for the field operations for all sites and years represented a huge task. Some emission factors could not be found in the literature for some pesticides. There was also a lack of updated emission factors for pesticide and fertiliser production, the manufacture of machinery, etc., making it difficult to quantify the actual C cost with complete accuracy. For instance, many EFs used in this study for pesticides were from a 13-year-old study (Gaillard et al., 1997). However, our estimates of fluxes from machinery, N_2O emissions and fertiliser manufacture, transport and storage, and their respective contributions to GHGB, were consistent with figures found in Robertson et al. (2000).

Unfortunately, because N_2O and CH_4 emissions were not measured continuously at the sites examined, they had to be estimated from EFs found in the literature. However, EFs for N_2O emissions

may vary considerably depending on soil conditions and sources of nitrogen (Kuikman et al., 2006). Because we estimated that N_2O emissions represented close to 50% of the EFO and close to 16% of the GHGB, efforts should be made to generalise N_2O measurements at crop sites to assess the GHGB. In Robertson et al. (2000), N_2O emissions represented close to 45% of the GHGB, but emissions from pesticides, maintenance, manufacture and amortisation of the machines were not accounted for. Similarly, because methane emissions may have represented close to 10% of the GHGB for rice crops according to EFs found in the literature, measuring them for rice paddies would improve assessment of their GHGB. Conversely, Robertson et al. (2000) measured methane fixation for a maize/soybean/wheat rotation representing close to $4 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. Therefore, methane oxidation at other crop sites in addition to El Saler Sueca may have counterbalanced a small part of the GHG emissions, thus improving the GHGB. Methods for measuring N_2O and CH_4 fluxes are listed in Smith et al. (2010).

In the current study, most sites are representative of medium- to high-input farm types, but the share of agricultural area managed by farms identified as low- and medium-input farm types increased slightly between 1990 and 2000 across the EU-12 (EUROSTAT, 2002). Low input farms represented 26% of total utilised agricultural area (UAA) in 1990 compared to 28% in 2000. Although a high proportion of the agricultural area is still managed by high-input farms, these are decreasing in importance. They represented 44% of the UAA in 1990 compared to 37% in 2000 for the EU-12 (EUROSTAT, 2002). Generally, high-input farm types are predominant in the Netherlands, Belgium, southeastern United Kingdom, northern France, northern Italy and northern Greece. However, trends of increasing use of inputs have also been identified in regions dominated by low-input farm types, such as in Mediterranean Member States and Scotland. None of our sites was cultivated with organic crops, but these only represented 3.2% of the UAA of the EU-15 in 2002, with a quarter of it being located in Italy (EUROSTAT, 2002). However, this number is increasing each year, and organic farming should represent 10% of the UAA in Belgium and the Netherlands and up to 20% of the UAA in Germany in 2010, according to their respective national action plans (EUROSTAT, 2002). Moreover, in the EU-15, the irrigated area increased by 14.5% between 1990 and 2000 and represented 11.1% of the UAA in 2000, compared to 29% of the site-years in our study (EUROSTAT, 2002). Finally, for the EU-15, the amount of mineral and organic nitrogen fertilisers represented 76 and 57 kg N ha^{-1} in 1990 and 74 and 57 kg N ha^{-1} in 2000, respectively, compared to 152 and 25 kg N ha^{-1} in this study. For these reasons, the mean EFO reported in the current study may overestimate the EFO at the European scale by close to 30%. Finally, emissions from field operations represented 33% of the final GHGB. A realistic 30% error in EFs or a 30% overestimation of the EFO would change the GHGB by 10%. Therefore, efforts should be made in future studies to improve the estimates of the emission factors for the different field operations and to cover the main management regimes for Europe.

4.4. GHG budgets

The mean total GHGB was $203 \pm 253 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$; therefore, the combined effect of the crops examined was that they acted as a GHG source. This number is comparable to the $114 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ found for a conventional tillage maize/soybean/winter wheat rotation in the USA but is much lower than the 893 to $1189 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ for a rice/wheat/cowpea rotation in India reported in Robertson and Grace (2004). Combining bottom-up and top-down modelling approaches at the European scale, Schulze et al. (2009) found a value of $40 \pm 40 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ for croplands between 2000 and 2005 (some of the emissions associated with farm operations such as use of pesticides

or irrigation are not accounted for). This number is within the range of our observations, and our study emphasises that the modelling of NECB or total GHGB for croplands at regional to continental scales is challenging because if NEP is to be represented as accurately as possible, it is also essential to have good representations of (1) the variability in management that determines C inputs and exports and (2) the variability in emissions caused by field operations.

NEP and Cexport represented 88% of the negative and positive radiative forcing and close to 140 and 228% of the GHGB, respectively. The NEP is the result of two large and opposite terms, primarily photosynthesis (GPP) and ecosystem respiration (R_E). Therefore, a small increase in GPP or reduction in R_E would improve NEP, NECB and GHGB in a noticeable way. Similarly, even a small reduction in Cexport would substantially improve the NECB and GHGB. The biggest proportion of additional emissions from field operations came from fertilisation and N_2O emissions from fertilisers, representing close to 12 and 14% of GHGB, respectively. Comparing sites where only organic or only mineral fertilisers were used, we confirmed the results by Stout (1990), who claimed that the energy input associated with nutrients derived from animal manure is less than that from the use of chemical fertilisers (energy for application of fertilisers is not included).

The cost of transformation of the products leaving the field must also be taken into account, but that is beyond the scope of this study (see Hillier et al., 2009). Crops having very negative NEPs did not consistently have the best potential for fixing C (low or negative NECBs) and were not necessarily the most efficient crops in terms of total GHGB. However, when net assimilation from fallow crops or voluntary re-growth was accounted for in the NEP (and therefore in total GHGB), the C budgets improved. A possible 50 g C m^{-2} assimilation by voluntary re-growth, as in Lamasquère in 2006, would compensate for the GHG emissions associated with fertiliser use. Therefore, encouraging or preserving vegetation cover on croplands could improve C or GHG budgets, assuming this does not generate additional emissions from heterotrophic respiration, N_2O emissions or EFO, which could counteract this C benefit.

From the results of the present study, it is obvious that calculating C budgets for crops and associated agricultural activities without considering biospheric fluxes, and particularly net CO_2 exchanges between crops and the atmosphere, would strongly overestimate total GHG emissions. In this study, this result corresponds to a 240% overestimation of the mean GHG emissions. Therefore, taking into account the NEP is essential when assessing C or GHGB for crops, especially energy crops being compared to other energy sources. However, the accuracy of such estimates is strongly related to the limited information on GHG emissions from management activities.

4.5. Crop efficiency

At the European scale, inputs tended to increase between 1990 (EU-12) and 2000 (EU-15) for cereal farms. High-input areas also increased in size for permanent crops, but at the same time, cereal yield increased from about 5.2 t ha^{-1} to more than 6.4 t ha^{-1} ; it also increased for mixed cropping systems from 6.0 to 6.5 t ha^{-1} (EUROSTAT, 2002). These trends point to increased efficiency in the use of farm inputs. Of course, our data are too limited to confirm this trend, but calculation of the GHGB allowed us to compare crop efficiencies (CE) and their variability by management regime. CEs varied greatly among crops as well as between management regimes. Additionally, organic fertilisation increased the CE for all crops. Indeed, organic fertilisation reduced GHG emissions because the benefits from the amount of C imported as manure were not offset by the N_2O emissions associated with fertiliser application or manure production. From our data, it was not possible to draw general conclusions regarding which fertilisation method had a more

beneficial effect on crop production because none of the sites fertilised with organic amendments was harvested for grain only and because more data are needed to perform a statistical analysis.

Of course, part of the variability in the CE is caused by differences in factors such as soil, climate and management. Studies comparing the CEs for different crops, in similar climatic and soil conditions and for comparable management regimes are needed to better understand this variability. For instance, it would be interesting to compare CE for sunflower and rapeseed grown for biofuel at different locations with similar management practices. Similarly, the effects of different management regimes on CE for a single crop at a single site should be investigated. For these reasons, and because our dataset was too small for most crop species, CEs from this study should not be considered definitive. Finally, it would be useful to develop a framework for the comparison of crops' efficiency with respect to the GHGB or other criteria, such as water use efficiency, to develop a broader vision of the impacts of crop production on the environment.

5. Conclusions

In this study, combining NEE flux measurements integrated over one year with lateral C flux inventories at the plot scale allowed us to estimate yearly net cropland carbon budgets for a range of sites in Europe. EU croplands as a whole proved to be C sources ($138 \pm 239 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$), but the variability of this estimate was larger than the estimate itself. This variability was caused by differences in climatic conditions, management regimes and crop species. Of course, longer integration periods are necessary to assess the NBP and to evaluate climatic variability effects on the NECB and NBP; however, because the detection of short-term changes in soil C stocks using conventional means is problematic (Garten and 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 under different soil conditions, crop species and management regimes.

Additionally, efforts should be made to systematically measure other GHG fluxes at the plot scale and to update emission factors for a range of field operations to reduce uncertainties in the total GHGB of croplands (see Smith et al., 2010 and Osborne et al., 2010). Using a relatively simple but exhaustive approach to evaluate GHG emissions caused by field 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 mean total GHG budget was estimated to be $203 \pm 253 \text{ g C-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. Taking into account all of these terms is essential when assessing GHG budgets for crops, especially energy crops being compared to other energy sources.

Finally, crop efficiency, or the ratio between C exported (yield) and the total GHGB, was compared for several crop species and management regimes. Data for most crop species and management regimes are currently too scarce to use as emission factors to assess the impact of crop production on climate; however, in the future, this approach could have much wider applicability.

Acknowledgements

We would like to thank our technical staff and the farmers for giving us access to their fields and for the time they spent 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 Sci-

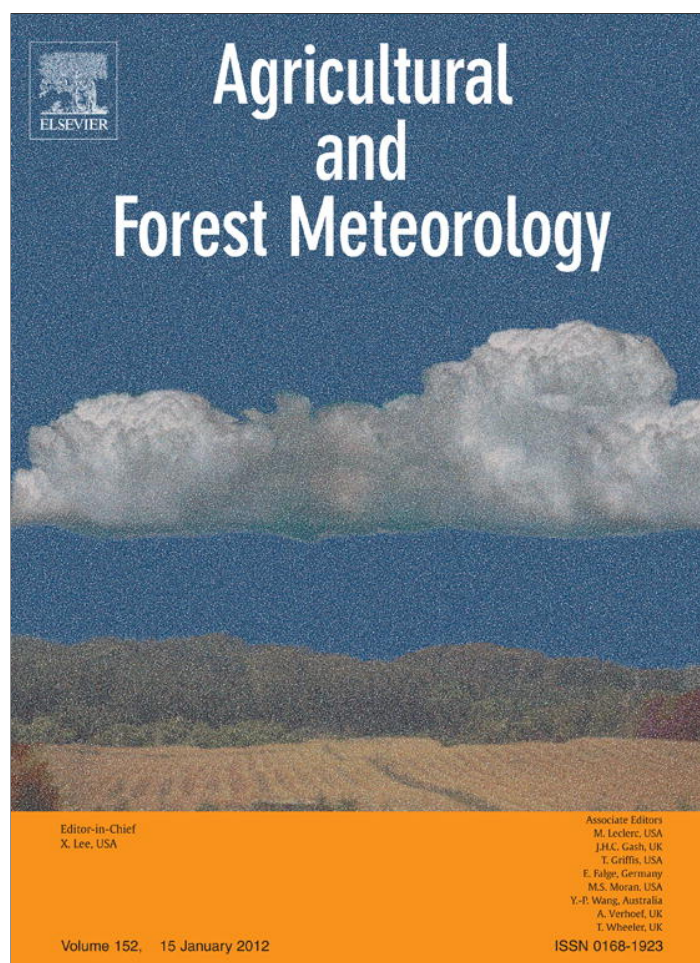
ences de l'Univers (INSU), the Région Midi-Pyrénées Council and the EPA (Ireland) through the CCFLUX project. Foundation CEAM has been supported by the programs CONSOLIDER-INGENIO 2010 (GRACCIE), BALANGEIS (SUM2006-00030-C02) and CARBORED-ES (CGL2006-14195-C02-01). Pete Smith is a Royal Society-Wolfson Research Merit Award holder.

References

- 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.
- Allard, V., et al., 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO_2 , N_2O and CH_4) of semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121 (1–2), 47–58.
- Ammann, C., Meixner, F.X., Busch, J., Losch, R., 1996. CO_2 and H_2O gas exchange of a triticales field: II. Micrometeorological flux studies and comparison with upscaling from porometry. *Physics and Chemistry of the Earth* 21 (3), 151–155.
- Anthoni, P.M., Freibauer, A., Kolle, O., Schulze, E.-D., 2004. Winter wheat carbon exchange in Thuringia, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 121 (1–2), 55–67.
- Aubinet, M., 2008. Eddy covariance CO_2 flux measurements in nocturnal conditions: an analysis of the problem. *Ecological Applications* 18 (6), 1368–1378.
- Aubinet, M., et al., 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* 30, 114–175.
- Aubinet, M., et al., 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 (3–4), 407–418.
- 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 (3–4), 163–177.
- 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. CO_2 exchange and water use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology* 67, 291–321.
- Batty, J., Keller, J., 1980. Energy requirements for irrigation. In: D. Pimentel (Editor), *Handbook of energy utilization in agriculture*, Florida, pp. 35–44.
- 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 (11), 1867–1872.
- 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 (10), 1628–1645.
- Bondeau, A., et al., 2007. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology* 13 (3), 679–706.
- Buchmann, N., Schulze, E.-D., 1999. Net CO_2 and H_2O fluxes of terrestrial ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 751–760.
- Byrne, K.A., Kiely, G., Leahy, P., 2007. Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121 (4), 357–364.
- CarboEurope-IP, 2009. CarboEurope-IP Ecosystem component Database. <http://gaia.agraria.unitus.it/database/carboeuropeip/>.
- Chadwick, D.R., Pain, B.F., Brookman, S.K.E., 2000. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal of Environmental Quality* 29 (1), 277–287.
- Chapin, F., et al., 2006. Reconciling carbon-cycle concepts terminology, and methods. *Ecosystems* 9 (7), 1041–1050.
- 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 (2–4), 314–324.
- Dietiker, D., Buchmann, N., Eugster, W., 2010. Testing the ability of the DNDC model to predict CO_2 and water vapour fluxes on cropland and simulation of spring wheat yield under realistic future climate conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 396–401.
- 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 (1–2), 83–84.
- Dvoskin, D., Nicol, K., Heady, E., 1976. Irrigation energy requirements in the 17 western states. In: W. Lockeretz (Editor), *Agriculture and energy*. Academic, New York, pp. 103–112.
- Eugster, W., et al., 2010. Management Effects on European Cropland Respiration. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 346–362.
- Eugster, W., Sven Erik, J., Brian, F., 2008. Wind Effects, *Encyclopedia of Ecology*. Academic Press, Oxford, pp. 3794–3803.
- EUROSTAT, 2002. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agri-environmental-indicators/indicators-overview>.
- EUROSTAT, 2008. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/region-cities/regional-statistics/data/database>.
- FAOSTAT, 2009. Crop statistics. <http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx>.
- Finnigan, J., 2008. An introduction to flux measurements in difficult conditions. *Ecological Applications* 18 (6), 1340–1350.
- 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, 49 pp.
- Garten Jr., C.T., Wullschlegel, S.D., 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (Switchgrass): measurement limitations. *Journal of Environmental Quality* 28 (4), 1359–1365.
- Gervois, S.B., et al., 2008. Carbon and water balance of European croplands throughout the 20th century. *Global Biogeochemical Cycles*, 22.
- Gifford, R., 1984. Energy in different agricultural systems: renewable and nonrenewable sources. In: S.G. (Ed.), *Energy and agriculture*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 84–112.
- Grant, R.F., et al., 2007. Net biome productivity of irrigated and rain fed maize soybean rotations: modelling vs. measurements. *Agronomy Journal* 99 (6), 1404–1423.
- Hillier, J., et al., 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 (1–2), 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(1–2): 88–89.
- Houghton, J.T., et al., 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, 881 pp.
- IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- Janssens, I.A., et al., 2003. Europe's Terrestrial Biosphere Absorbs 7 to 12% of European Anthropogenic CO_2 Emissions. *Science* 300 (5625), 1538–1542.
- Jun, L., et al., 2006. Carbon dioxide exchange and the mechanism of environmental control in a farmland ecosystem in North China Plain. *Science in China Series D* 49 (Suppl. II), 226–240.
- Koga, N., Tsuruta, H., Tsuji, H., Nakano, H., 2003. Fuel consumption-derived CO_2 emissions under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99, 213–219.
- Kramer, K.J., Moll, H.C., 1995. Energie-intensiteiten van voedingsmiddelen. IVEM-onderzoeksrapport no. 77 (in Dutch). Centre for Energy and Environmental Studies, university of Groningen, the Netherlands.
- 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, 40 pp.
- Kutsch, W.L., et al., 2010. The net biome production of full crop rotations in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 325–345.
- Lal, R., 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO_2 enrichment. *Soil and Tillage Research* 43, 81–107.
- Lal, R., 2004. Carbon emission from farm operations. *Environment International* 30 (7), 981–990.
- Lasslop, G., Reichstein, M., Kattge, J., Papale, D., 2008. Influences of observation errors in eddy flux data on inverse model parameter estimation. *Biogeosciences* 5 (5), 1311–1324.
- 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.
- MeteoSwiss, 2008. Witterungsbericht Jahr 2007 (the weather conditions during year 2007). Swiss Federal Office for Meteorology and Climatology, Zurich, 7 pp.
- Moors, E.J., et al., 2010. Variability in carbon exchange of European croplands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 325–335.
- 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 (1–2), 25–39.
- Moureaux, C., et al., 2008. Carbon balance assessment of a Belgian winter wheat crop (*Triticum aestivum* L.). *Global Change Biology* 14 (6), 1353–1366.
- Osborne, B., Saunders, M., Walmsley, D., Jones, M., Smith, P., 2010. Key Questions and Uncertainties Associated with the Assessment of the Cropland Greenhouse Gas Balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 293–301.
- Pathak, H., Li, C., Wassmann, R., 2005. Greenhouse gas emissions from Indian rice fields: calibration and upscaling using the DNDC model. *Biogeosciences* 2 (2), 113–123.
- Pattey, E., Strachan, I.B., Desjardins, R.L., Massheder, J., 2002. Measuring nighttime CO_2 flux over terrestrial ecosystems using eddy covariance and nocturnal boundary layer methods. *Agricultural and Forest Meteorology* 113, 145–158.
- Pimentel, D., 1992. Energy inputs in production agriculture. *Energy for World Agriculture* 6, 13–29.
- Prescher, A.-K., Grünwald, T., Bernhofer, C., 2010. Land use regulates carbon budgets in eastern Germany: From NEE to NBP. *Agricultural and Forest Meteorology*.
- 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 (2–4), 186–202.
- Richardson, A.D., Hollinger, D.Y., 2007. A method to estimate the additional uncertainty in gap-filled NEE resulting from long gaps in the CO_2 flux record. *Agricultural and Forest Meteorology* 147 (3–4), 199–208.

- Richardson, A.D., et al., 2006. A multi-site analysis of random error in tower-based measurements of carbon and energy fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* 136 (1–2), 1–18.
- Robertson, G., Grace, P., 2004. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environment Development and Sustainability* 6, 51–63.
- Robertson, G.P., Paul, E.A., Harwood, R.R., 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289, 1922–1925.
- 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 (1–4), 93–109.
- Schulze, E.D., Heimann, M., 1998. Carbon and water exchange of terrestrial systems. In: G.J. N and J. Melillo (Editors), *Asian change in the context of global change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 145–161.
- Schulze, E.D., et al., 2009. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geosciences* 2, 842–850.
- Smith, J., et al., 2005. Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Global Change Biology* 11 (12), 2141–2152.
- Smith, P., 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* 10, 1878–1883.
- Smith, P., et al., 2010. Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 302–315.
- 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 (5), 525–539.
- Soussana, J.F., et al., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121 (1–2), 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 (5), 442–452.
- Stout, B., 1990. *Handbook of energy for world agriculture*, New York, 504 pp.
- 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., et al., 2004. Growing season carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize. *Agricultural and Forest Meteorology* 124 (1–2), 1–13.
- Swiss Federal Statistical Office, 2008. <http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/en/index/infoteh/lexikon.html>.
- 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 (3), 397–403.
- Verma, S.B., et al., 2005. Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 131 (1–2), 77–96.
- 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 (4), 516–522.

Annexe 3

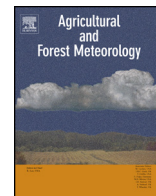


This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/authorsrights>



Evaluation of a simple approach for crop evapotranspiration partitioning and analysis of the water budget distribution for several crop species



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

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

^b Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, New York, NY 10027, USA

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 November 2011

Received in revised form 5 March 2013

Accepted 30 March 2013

Keywords:

Crop
Evapotranspiration
Transpiration
Evaporation
Water budget
Partitioning
Land-surface model

ABSTRACT

Climate variability and climate change induce important intra- and inter-annual variability of precipitation that significantly alters the hydrologic cycle. The surface water budgets and the plant or ecosystem water use efficiency (WUE) are in turn modified. Obtaining greater insight into how climatic variability and agricultural practices affect water budgets and regarding their components in croplands is, thus, important for adapting crop management and limiting water losses. Therefore, the principal objectives of this study are:

- (1) to assess the contribution of different components to the agro-ecosystem water budget and
- (2) to evaluate how agricultural practices and climate modify the components of the surface water budget.

To achieve these goals, we tested a new method for partitioning evapotranspiration (ETR), measured by means of an eddy-covariance method, into soil evaporation (E) and plant transpiration (TR) based on marginal distribution sampling (MDS). The partitioning method proposed requires continuous flux recording and measurements of soil temperature and humidity close to the surface, global radiation above the canopy and assessment of leaf area index dynamics. This method is well suited for crops because it requires a dataset including long bare-soil periods alternating with vegetated periods for accurate partitioning estimation.

We compared these estimations with calibrated simulations of the ICARE-SVAT double source mechanistic model. The results showed good agreement between the two partitioning methods, demonstrating that MDS is a convenient, simple and robust tool for estimating E with reasonable associated uncertainties. During the growing season, the proportion of E in ETR was approximately one-third and varied mainly with crop leaf area. When calculated on an annual time scale, the proportion of E in ETR reached more than 50%, depending on the crop leaf area and on the duration and distribution of bare soil within the year.

© 2013 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Agricultural water resource limitations have become a major issue as the Earth's population has drastically increased, leading to a corresponding increase in food demand. Furthermore, global climate change will locally impact the mean and variance of temperature as well as the amount and distribution of precipitation and atmospheric CO₂ concentrations (IPCC, 2007). Agriculture will be strongly impacted by these changes (Brouder and Volenc, 2008).

In this context, quantifying and understanding the drivers of the water cycle components, such as climate variability, climate change and crop rotations, are essential for facing both agro-economic and environmental challenges.

Allen (2008) documented methods related to the calculation of evapotranspiration (ETR), from experimental and modeling methods using different time and space scales. For all of these methods, which spatial scales ranged from local soil water sampling, lysimeters and eddy covariance (EC) to scintillometry, the reality that an improperly designed experiment or measurement can lead to highly erroneous water use estimates is evident. For ETR partitioning between evaporation (E) and transpiration (TR), sapflow measurements (Granier et al., 1996; Rouspard et al., 2006; Steppe

* Corresponding author. Tel.: +33 561558506.

E-mail address: vincent.rivalland@cesbio.cnrs.fr (V. Rivalland).

et al., 2010) and isotope 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 WUE of the forest canopy itself (Jarosz et al., 2008; Lamaud et al., 1996; Rouspard et al., 2006), as fluxes from the soil and understory can constitute a significant portion of the total ecosystem flux. Over croplands, gas exchange measurements at the leaf scale (Medrano et al., 2009; Steduto and Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997) and lysimeter measurements (Qiu et al., 2008; Steiner and Hatfield, 2008) have also been used to analyze the different components of ETR at the plant or canopy scale.

Empirical modeling approaches based on energy balance formulations have been used to estimate TR (Li et al., 2008; Ritchie, 1972), but large differences compared to TR estimation using sapflow measurements have been observed (Sauer et al., 2007). When using mechanistic modeling to infer TR, one-source (vegetation plus soil as a whole) (Chen et al., 1996; Koren et al., 1999; Noilhan and Mahfouf, 1996; Noilhan and Planton, 1989), two-source (soil plus vegetation, separately) (Gentine et al., 2007; Hu et al., 2009; Sellers et al., 1996; Shuttleworth and Wallace, 1985), three-source (bare soil, shaded soil and vegetation) (Boulet et al., 1999), or multiple-source (Ogée et al., 2003) soil vegetation atmosphere transfer (SVAT) models can be used. The use of two (or more) sources in models allows for a more realistic representation of the energy budget and can describe the respective contributions of the soil and vegetation to ETR. However, although more complex SVATs may be more mechanistic, they require more input parameters, which involve complicated calibrations and often the solution might be ill-defined (Beven, 2006). If the complex model is calibrated over a short period and with too few observed variables, a correct ETR can be obtained with incorrect E –TR partitioning. The right answer is obtained yet for the wrong reason. All of these TR estimation methods raise questions regarding their spatial representativeness, the generalization of their applicability, and the complexity of the modeling tools used.

In the present study, the main objectives are (1) to assess the different components of the annual crop water budget and (2) to evaluate a simple and generic method for partitioning ETR into soil and vegetation components. The advantage of such simple method is that it can be easily used in other regions with minimum calibration effort. The obtained result is thus more robust than more complex models, which would require recalibration.

EC measurements of water fluxes were performed continuously over a period of 2 years above winter and summer crops in the southwest of France to highlight the contribution of each component to the agro-ecosystem water budget and the impact of different crop species in relation to climatic conditions on each of them. From these measurements, we developed a new methodology based on marginal distribution sampling (MDS) to infer the partitioning of ETR between E and TR during each crop growing season. We evaluated this methodology against actual data during bare soil periods for E and against a site-calibrated mechanistic modeling approach using the ICARE-SVAT model (Gentine et al., 2007) for both bare soil and vegetated periods.

2. Materials and methods

2.1. Site and measurement descriptions

Since March 2005, micrometeorological, meteorological and vegetation dynamic measurements have been performed at two cultivated plots located 12 km apart near Toulouse in the southwestern part of France located at Auradé (43°54'97" N, 01°10'61" E) and Lamasquère (43°49'65" N, 01°23'79" E). Both sites are part of

the CarboEurope-IP Regional Experiment (Dolman et al., 2006) and the CarboEurope-IP Ecosystem Component. They have been cultivated for more than 30 years, and they experience similar meteorological conditions but are subjected to different management practices and exhibit different soil properties and topography. The crop rotations on both sites are representative of the main regional crop rotations. Crops from the 2005 to 2006 and 2006 to 2007 growing seasons were analyzed in this study. Each crop year was studied on the basis of the hydrologic year, i.e., from the 1st of October, after the summer crop harvest and before the beginning of winter crop sowing at the end of November. The Auradé plot was cultivated with winter wheat (*Triticum aestivum* L.) from 27 October 2005 to 29 June 2006 followed by sunflower (*Helianthus annuus* L.) from 11 April 2007 to 20 September 2007. The Lamasquère plot was cultivated with maize (*Zea mays* L.) used for silaging from the 1st of May 2006 to 31 August 2006 followed by winter wheat from 18 October 2006 to 15 July 2007. The Lamasquère site was irrigated in 2006 when maize was cultivated.

Turbulent fluxes of water vapor (ETR and latent heat, LE), sensible heat (H) and momentum (τ) were measured continuously by the EC method (Aubinet et al., 2000; Baldocchi, 2003; Grelle and Lindroth, 1996; Moncrieff et al., 1997). EC devices were mounted at heights of 2.8 m at Auradé and 3.65 m at Lamasquère. The instrument heights were chosen to be at least 1 m higher than the crops at the time of their maximum development. The EC system consists 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 to align the stream-wise wind velocity component with the direction of the mean velocity vector. Fluxes were corrected for spectral frequency loss (Moore, 1986). Water fluxes were corrected for air density variations (Webb et al., 1980). Flux filtering, quality controls and gap filling were performed following CarboEurope-IP recommendations.

Standard meteorological variables in the air and in the soil were recorded at each site to analyze and correct turbulent fluxes. Destructive vegetation measurements were performed regularly to follow biomass and surface vegetation area dynamics. A complete description of the site characteristics, management practices, biomass inventories, vegetation area measurements, instrumentation setups, flux filtering, quality controls and gap filling procedures is available in Béziat et al. (2009).

2.2. Evapotranspiration partitioning between soil evaporation and vegetation transpiration

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

To access the partition of ETR during the vegetation period, we first construct an MDS dataset linking measured ETR values with meteorological variables during bare soil periods (when ETR is reduced to its E component). Note that, for building the look-up table, we did not use a time moving window as in Reichstein et al. (2005) but the maximum of available data during the bare soil periods before or after the vegetated period. As a result, we estimated E during the period with vegetation using MDS (E_{MDS}) with a similar range of driving variables. Bare soil periods were defined as the period between tillage and sowing. Periods immediately following harvesting, when stubble was still on the ground or when regrowth events occurred, were discarded from the MDS

Table 1
Bare soil periods and corresponding number of available filtered half-hourly evapotranspiration (ETR) measurements.

Site	Start date	Technical operation	End date	Event/technical operation	Number of ETR measurements
Auradé	4 July 2005	Disking	8 July 2005	Re-growth	150
	4 August 2005	Disking	28 August 2005	Re-growth	889
	23 September 2005	Ploughing	27 October 2005	Winter wheat seeding	1192
	30 September 2006	Ploughing	10 April 2007	Sunflower seeding	5571
	20 September 2007	Ploughing	1 October 2007	End of the dataset	305
					8107 (total)
Lamasquère	11 July 2005	Disking	27 August 2005	Re-growth	1780
	1 December 2005	Ploughing	1 May 2006	Maize seeding	4137
	31 August 2006	Disking	18 October 2006	Winter wheat seeding	1268
					7185 (total)

calculation dataset. Table 1 describes the bare soil periods and the corresponding filtered ETR data available for the calculation of E_{MDS} . Vegetation periods were defined for a leaf area index (LAI) threshold above $0.2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ during daytime. Outside of these periods, TR was assumed to be negligible, and E was considered to be equal to the gap-filled ETR measurements.

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 at a 5 cm depth (SWC_5), temperature at a 5 cm depth (T_{S5}) and net short wave radiation reaching the ground surface (RG_5). We choose not to consider relative humidity and wind speed as driving factors because the first was too difficult to model close to the ground in a fast growing stand and the second is supposed to vanish close to the ground surface during the whole vegetated periods. Additionally, our objective was to test a method that could be easily applied at sites that are equipped with instruments for standard micrometeorological measurements.

The bare soil periods occurred during winter and spring before the summer crop season and during summer and autumn before the winter crop season (Table 1). Therefore, even if bare soil periods are shifted in time compared to growing periods, the ranges of SWC_5 , T_{S5} and RG_5 encountered during these periods were assumed to be sufficiently large for the calculation of E by MDS during vegetated periods. To set up E_{MDS} , the E -driving variables space was split into regular intervals; the initial ranges of these intervals were at first fixed at 2% for SWC_5 , 1°C for T_{S5} and 25 W m^{-2} for RG_5 . As these ranges did not permit 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_5 , respectively. If E_{MDS} was still incomplete (14.5% and 10.5% of the E_{MDS} data were missing after this step at Auradé and Lamasquère, respectively), the standard gap-filling algorithm defined by Reichstein et al. (2005) and adapted by Béziat et al. (2009) to account for discontinuity in the field status corresponding to crop functioning periods between dates of sowing, maximum crop development, harvest and tillage was applied using SWC_5 , T_{S5} and RG_5 as driving variables. Then, during vegetation periods, TR was estimated (TR_{MDS}) as the difference between gap-filled ETR and E_{MDS} .

As RG_5 was not measured directly at ground height during vegetation periods, the two-layer (soil and vegetation) radiative transfer formulation described by Taconet et al. (1986) was used for its estimation:

$$RG_5 = RG \cdot \frac{(1 - a_s)(1 - \sigma_f)}{1 - \sigma_f a_s a_v} \quad (4)$$

where RG is the incident short wave solar radiation at the top of the canopy, a_s is the soil albedo, a_v is the vegetation albedo, and σ_f is a shielding factor representing the ratio of radiation intercepted by the vegetation. A mean value of 0.15 for a_s was calculated from incident and reflected RG measurements during the bare soil periods defined above using a CNR1 (Kipp & Zonen, Delft, NL). Temporal

dynamics of a_v were calculated based on the proportions of green leaf area index (LAI_g) and senescent (yellow) LAI (LAI_y) compared to total LAI ($LAI_{tot} = LAI_g + LAI_y$):

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

where a_g and a_y indicate the albedo of green and senescent vegetation, respectively. For all crops, a mean value of 0.2 for a_g and 0.25 for a_y was estimated following Hartmann (1994). Continuous LAI_g values were obtained by spline interpolation of destructive LAI measurements performed monthly during the slow growing period and every two weeks during the fast growing period (Béziat et al., 2009). LAI_y dynamic was estimated based on the maximum LAI_g (LAI_{max}) as follows:

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

where r is the LAI reduction coefficient accounting for surface losses caused by the falling and drying of leaves during senescence. We considered r as varying linearly from 1 at LAI_{max} to 0.8 at harvesting. Calculation of σ_f was carried out by means of a Beer–Lambert-type law:

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

where k is the extinction coefficient according to the incident direction ($\Omega_s = (\theta_s, \varphi_s)$, described by the zenithal and azimuthal solar angles, respectively). The k formulation proposed by Goudriaan (1977) was used:

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

where $G(\Omega_s)$ indicates the ratio of effective LAI_{tot} , according to Ω_s . In our case, leaf orientation was assumed to be azimuthally symmetrical and spherical, and therefore, $G(\Omega_s) = G(\theta_s) = 0.5$. The term was introduced by Goudriaan (1977) to account for the influence of diffusion on transmittance.

2.3. SVAT model description and calibration

The model proposed in this study as a second approach to evaluate the partitioning of ETR into TR and E is the soil vegetation atmosphere transfer (SVAT) model known as ICARE (Gentine et al., 2007). This model was developed to provide as physical as possible a representation of the main processes involved in the soil–plant–atmosphere system. Two layers are considered at the surface: one for vegetation and one for the underlying bare soil. The energy budget is solved for each component according to Shuttleworth and Wallace (1985) and as described in Braud et al. (1995). The soil is divided into two reservoirs, a surface reservoir and a deep reservoir with a water balance formalism based on the original ISBA scheme (Noilhan and Mahfouf, 1996; Noilhan and Planton, 1989). The soil water content and temperature dynamics are solved following the *force-restore* method applied by Deardorff

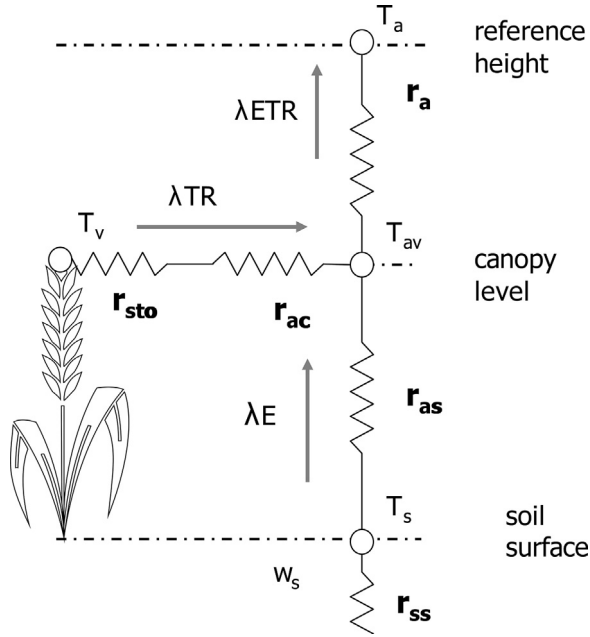


Fig. 1. Schematic representation of energy partitioning with the ICARE model. λETR is the latent heat flux (evapotranspiration) composed of λTR (transpiration) from vegetation and λE (evaporation) from soil.

(1977). ETR and H flux are controlled by a succession of resistances that provide a simple, yet physically realistic description of the transition of energy and mass between bare soil and the closed canopy. There are five resistances involved in this model (Fig. 1): the canopy stomatal resistance (r_{sto} , $s\ m^{-1}$), the soil surface resistance (r_{ss} , $s\ m^{-1}$), the aerodynamic resistance between the 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 and Monteith (1988) and include the atmospheric static-stability correction based on Monin–Obukhov Similarity Theory (MOST).

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

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

where SWC_s and SWC_{sat} represent the near-surface soil water content and soil porosity ($m^3\ m^{-3}$), respectively, and A_{rss} is an empirical factor. r_{ss} exponentially increase with soil drying. The second resistance is r_{sto} , which is extremely important for the canopy state variable dynamics law that primarily controls TR . The r_{sto} parameter was expressed following the classic Jarvis (1976) representation as presented in Noilhan and Planton (1989):

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

where r_{smin} is the minimum stomatal resistance function, and f_i are stress factors with values between 1 and 0, depending on global solar radiation (RG), water stress estimated from the current SWC in the rooting zone (SWC_r) and the SWC at the wilting point (SWC_{wilt}), the air vapor pressure deficit (VPD) and the temperature of the air and canopy (T_a and T_c , respectively). The use of bare soil and vegetated conditions allows nearly independent calibrations of the soil and canopy water resistances.

The third resistance is r_a , which controls both TR and E for water balance. It is calculated as in Brutsaert (1982):

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

where z_r and d are the reference and displacement heights, respectively; z_{0h} is the thermal roughness length; ψ_h represents the integral adiabatic correction function for heat; L_{mo} is the Monin–Obukhov length; K is the Von Karman constant; and u^* is the friction velocity. In our application, z_{0h} is linked with z_0 , the momentum ratio, by a constant ratio. For more details on resistance calculations and formalisms, see the appendix of Gentile et al. (2007).

To run the model and obtain reliable estimates of ETR partitioning, some variables measured in situ were forced as model inputs. These variables included (1) atmospheric variables (incoming shortwave radiation, precipitation, temperature and relative humidity of air and wind speed) measured routinely at each site at a half-hourly time intervals; (2) vegetation dynamic variables (LAI_g , LAI_y and vegetation height) at daily time intervals interpolated from in situ measurements (see Section 2.2); and (3) the total (soil plus vegetation) mean daily albedo calculated as the ratio between outgoing and incoming shortwave radiation and measured at each site with a CNR1 (Kipp & Zonen, Delft, NL). Shortwave radiative transfer through the canopy was estimated following the same equations as employed for the calculation of RG_s in the MDS approach (Eqs. (4)–(8)). For longwave radiative transfer, the original ISBA formulation was used. Finally, the model calculates the dynamics of (1) the land-surface energy balance terms: net radiation (R_n), H , LE and its two components (E and TR) and soil heat flux (G); (2) the SWC of the two soil layers (the surface and rooting zones, with potential extraction fixed at 1.5 m for both sites); and (3) the surface and deep soil temperatures as well as canopy and radiative temperatures.

In this study, the model was adjusted to fit the main half-hourly components of the energy (R_n , LE and H) and water budgets (SWC) measured at both sites. We chose not to assimilate the measured $SWC_{5\ cm}$ in the model to control soil surface conditions but to calibrate surface resistance to bare soil evaporation. As a result soil water budget is closed at both half-hourly and daily time step. Optimization of model outputs was performed independently for each site (Auradé and Lamasquère). Calibration of the model parameters was performed in two steps. The first step of optimization was based only on the bare soil periods defined in Section 2.2 (Table 1) to fit r_{ss} and r_a . This soil calibration thus accounts for the site-specific soil response to E . Two parameters were considered as the most sensitive and significant: A_{rss} and the ratio z_0/z_{0h} , which are involved in the r_{ss} and r_a formulations (Eqs. (9) and (11)), respectively. The second step of optimization was performed for the vegetation periods to optimize the vegetation control on TR : r_{smin} and SWC_{wilt} (Eq. (10)). Optimization was performed by maximizing the sum of the Nash criteria (Nash and Sutcliffe, 1970) for SWC , LE , H and R_n . The Nash criterion is given by:

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

where X represents the simulated data and Y the observed data. The Nash criterion has the advantage of being dimensionless, meaning that the addition of criteria gave the same importance to variables considered in the optimization process. The criterion is less sensitive than the root mean square error (RMSE) to extreme values. The values of the optimized parameters are summarized in Table 2. ETR, E and TR were finally modeled for each site using the mean of the best-fit parameters A_{rss} and the z_0/z_{0h} ratio for each bare soil

Table 2
Best fit parameters from the ICARE-SVAT model resistance optimization (see text for details) for Auradé and Lamasquère and for each crop. Global simulation parameters and bare soil parameters for the comparison with the marginal distribution sampling method are reported.

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

^a Z_0/Z_{0h} values obtained for Lamasquère site are high values according to literature, but are resulting of a global optimization process with an absolute minimum convergence.

period added to the best-fit parameters r_{smin} and SWC_{wilt} specific to each crop growing season.

2.4. Application and evaluation of the partitioning methods

Over bare soil periods (Table 1), it was possible to evaluate and compare soil E estimated by both the MDS approach and the ICARE-SVAT model simulations (E_{MDS} and E_{ICARE} , respectively). For this analysis, half-hourly data over bare soil were randomly split into two datasets: a calibration dataset and a validation dataset. For ICARE-SVAT, $A_{r_{ss}}$ from r_{ss} and Z_0/Z_{0h} from r_a were fitted for each bare soil dataset at each site (Table 2) on the calibration dataset. Next, a simulation using the mean of the best-fit parameters at each site was conducted to compare E estimations with the validation dataset. The same methodology was applied to the MDS method with the same randomly selected datasets. Note that, the dataset previously named calibration is there used for the construction of MDS. This exercise was carried out to compare the performance of the MDS method with that of ICARE-SVAT during bare soil periods. The results presented in Table 5 are discussed in Section 3.3. We used 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 as statistical criteria to evaluate the partitioning methods and compare them with measurements. Thereafter, the complete bare soil dataset was used to calibrate MDS and ICARE-SVAT.

At the end of 2005 at Lamasquère, significant regrowth of weeds and previously harvested crops (Triticale) was observed on the plot between 1 October 2005 and 1 December 2005, with the latter date corresponding to the date of ploughing. Consequently, a LAI_g of $0.7\ m^2\ m^{-2}$, estimated from hemispherical photographs (Demarez et al., 2008) taken on 22 September 2005, was forced in both methods to estimate the partitioning between E and TR during this period. As the photographs were taken at the beginning of the regrowth event, the constant LAI value used over this two-month period was probably underestimated compared to the true LAI , even if growth was limited during this part of the year. However, this forcing was required for ICARE-SVAT to estimate a more reliable annual ETR.

In the ICARE-SVAT model, the evaporation of water intercepted by vegetation is taken into account by the filling of a foliar reservoir which maximum capacity by unit of soil depends on the type of crop, the LAI value and the leaf effective fraction for interception (Dickinson, 1984). Following Deardorff (1978), the fraction of foliage moisten by intercepted rain evaporates at potential rate. In our study, this evaporation was accounted for in TR . In the ETR measurements, this term was generally not captured because the data were filtered during rain (or irrigation) events and during the following half hour (Béziat et al., 2009). Therefore, gap-filled ETR data are slightly underestimated as the gapfilling methods are constructed on rain free events. As the maximum annual simulated value for the evaporation of intercepted water was 17 mm at

Lamasquère in 2006–2007 (3.4% of the annual simulated ETR), we assumed that this term did not significantly affect the cumulative water flux comparison for the two partitioning methods.

2.5. Water budget evaluation

The water budget was analyzed seasonally and annually using the following equation:

$$P(+I) - \Delta SWC = ETR + (D + R) \quad (13)$$

where P is the precipitation measurement; I is irrigation provided by the farmer; ΔSWC is the integrated soil water content difference between the end and the beginning of the period; and D and R are the drainage and runoff terms, respectively. The $P(+I) - \Delta SWC$ term represents the available water for the ecosystem during the period considered. For this analysis, ΔSWC was integrated from the surface to a depth of 100 cm ($\Delta SWC_{0.100}$) using the SWC profile measurements. The $ETR + (D + R)$ term represents water lost from the ecosystem. The $(D + R)$ term was calculated as the difference between $P(+I) - \Delta SWC$ and the observed ETR. Therefore, $(D + R)$ reflects both surface and deep water losses and uncertainties in the $P(+I)$, ΔSWC and ETR measurements.

3. Results and discussion

3.1. Seasonal ETR and SWC dynamics

During the growing season, the ETR dynamics closely followed the LAI dynamics (Fig. 2). For winter wheat crops, the maximal ETR (ETR_{max}) was observed in the middle of May, i.e., at the beginning of senescence, whereas for the summer crops maize and sunflower, ETR_{max} was reached in the middle of July, corresponding to the LAI maximum (LAI_{max}). The delay in ETR_{max} compared to LAI_{max} observed for winter wheat crops may be explained by the seasonal dynamics of R_n , which reaches its maximum at the end of June. Therefore, ETR continuously increased after LAI_{max} was achieved. The vegetation then dried, and the R_n was preferentially dissipated through H , which increased following R_n .

The mean maximum ETR was $4.8\ mm\ d^{-1}$ for winter wheat (ranging between 4.2 and $5.4\ mm\ d^{-1}$). The difference in the ETR_{max} observed between both winter wheat crops, favoring of the Lamasquère site, may be explained by the original LAI differences in the varieties or better development due to milder and wetter climatic conditions (Fig. 2) (Tallec et al., 2013). For winter wheat, Steduto and Albrizio (2005) reported a similar ETR_{max} value ($4.4\ mm\ d^{-1}$) to the one observed at our study sites and with a similar LAI_{max} . For summer crops, the mean maximum ETR values were 5.1 and $5.6\ mm\ d^{-1}$ for sunflower and maize, respectively. Nevertheless, Suyker and Verma (2008) reported higher ETR_{max} values for summer crops, ranging between 6.5 and $8\ mm\ d^{-1}$ for irrigated soybeans and maize, respectively. This difference in the ETR response can be explained by a lower LAI_{max} value of $3.3\ m^2\ m^{-2}$ for

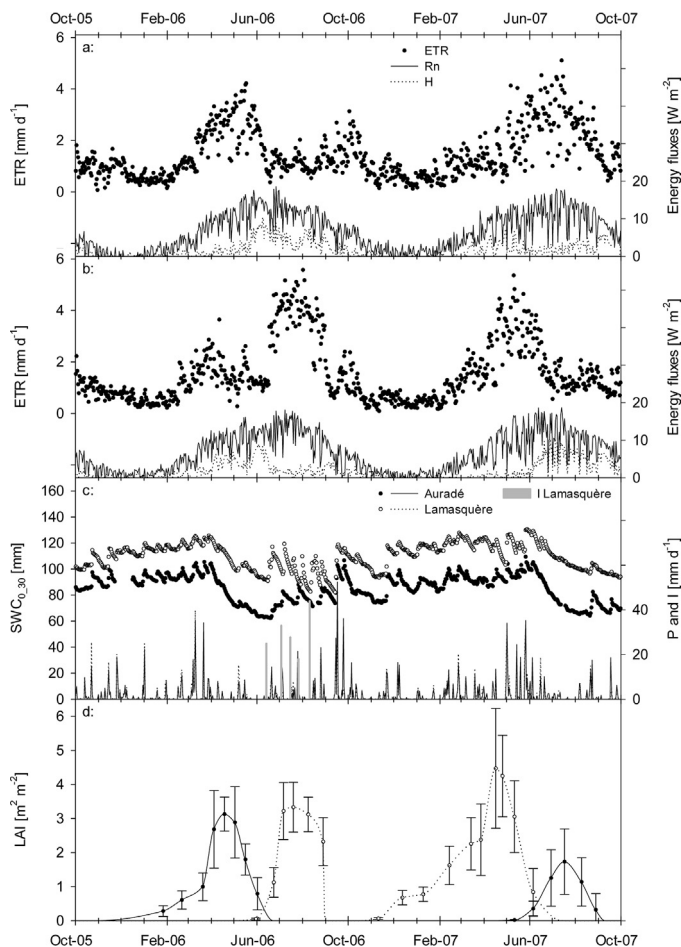


Fig. 2. Seasonal dynamics of the daily evapotranspiration (ETR), net radiation (R_n) and sensible heat flux (H) at Auradé (a) and Lamasquère (b). (c) Daily soil water content between 0 and 30 cm deep (SWC_{0-30} , open and full circles), daily precipitation at both sites and irrigation at Lamasquère (P, solid and dotted lines and I, gray bars, respectively). (d) Observed leaf area index (LAI, open and full circles) and interpolated LAI (solid and dotted lines) from October 2005 to October 2007. In (d), the error bars correspond to $\pm$ one standard deviation of the mean.

maize compared to the LAI values higher than $5.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ observed by Suyker and Verma (2008). The reduced maize development observed in our field was a consequence of less irrigation being used and differences in crop varieties and management practices, as explained in Béziat et al. (2009). Similarly for sunflower crops, Steduto and Albrizio (2005) and Karam et al. (2007) reported an $ETR_{\max}$ twice as high as that measured at Auradé over sunflower plots that were either irrigated or not, probably resulting from considerably higher $LAI_{\max}$ values (between 2.8 and $3.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ in Albrizio and Steduto (2005) and higher than $6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ in Karam et al. (2007) compared to the value observed in the present study. However, when comparing the relative sunflower ETR response to that of other crops, the low $LAI_{\max}$ of $1.7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ was not accompanied by a proportionally lower $ETR_{\max}$ as for other crops. This was probably caused by high stomatal conductance, which can be more than twice as high as that of maize (Katerji and Bethenod, 1997).

At Auradé, the integrated soil water content between 0 and 30 cm deep (SWC_{0-30}) (Fig. 2c) decreased during winter wheat development because of low precipitation and root absorption. The same pattern was observed for sunflower, but in this case, SWC_{0-30} began to decrease before the sunflower growing season, which was attributed to low precipitation associated with a R_n increase. We assumed that SWC_{0-30} decreased at Lamasquère during spring 2006 for the same reasons. During maize development, the effect of root

absorption on SWC_{0-30} was strong, despite the irrigation employed. During spring 2007, the period of winter wheat development at Lamasquère coupled with the high precipitation level maintained higher SWC_{0-30} values compared to spring 2006. During senescence and after harvesting, low precipitation and high R_n increased ETR (corresponding to E) and caused the soil to dry. The absolute values of SWC_{0-30} were higher at Lamasquère than at Auradé because of two factors: (1) the greater water retention capacity of the soil due to higher clay content and (2) the proximity of the Touch River (about 400 m) inducing water rise in winter by capillarity up to the 0–30 cm layer. Therefore, this absolute difference did not necessarily induce a difference in soil water availability for the plants.

During non-vegetation periods, ETR (corresponding to E) varied between 0 and 2 mm d^{-1} . This variation was explained in part by variations in R_n . In September 2006, the $ETR_{\max}$ was observed to be between 2.5 and 3 mm d^{-1} at both sites subsequent to important rainfall events (Fig. 2c). The same phenomenon was observed at Lamasquère in March 2006 before maize sowing.

3.2. Comparison and evaluation of the performance of the partitioning methods

Statistical results comparing the ICARE-SVAT model output with the measurements are presented in Table 3. Overall, the different components of the energy budget were 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 of 0.98 and 0.98 for R_n , 0.86 and 0.81 for LE and 0.76 and 0.70 for H being obtained. As expected, the model simulated R_n 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 R_n was observed at Auradé, especially in 2006–2007 (mean bias equal to 5.67 W m^{-2} for both years), and a small underestimation was observed at Lamasquère, especially in 2005–2006 (mean bias equal to -3.26 W m^{-2} for both years). With respect to R_n , a slight overestimation was observed for LE at Auradé (Fig. 3), with a mean slope for this site of 1.09 and a mean bias of 3.68 W m^{-2} being observed. In contrast, at Lamasquère, the mean slope for LE was 0.99, and the mean bias was -2.28 W m^{-2} . However, the mean RMSE for LE at both sites and years was 30.17 W m^{-2} , which indicates that the model estimated LE correctly. H was slightly overestimated for both sites and both years, with a mean bias of 4.74 W m^{-2} . This H overestimation arose mostly after harvesting and before ploughing, indicating that the ICARE-SVAT model parameterization for stubble (height and albedo) might be inadequate. However, with an overall mean RMSE of 33.55 W m^{-2} , the H estimations performed by the ICARE-SVAT model were acceptable. The G estimations were less reliable, with a mean RMSE of 42.52 W m^{-2} and low R^2 and Nash criterion values (0.68 and 0.29, respectively) being determined. Similar results are commonly produced by this kind of model (Oliosio et al., 2002). The soil water content simulations integrated from the surface to 150 cm deep (SWC_{0-150}) obtained with ICARE-SVAT were highly accurate, with very low RMSE and mean bias values (both of about 1%) and elevated R^2 and Nash criterion values (0.83 and 0.80, respectively). An exception to this was observed for Lamasquère in 2007 associated with irrigated maize, when less significant statistical values were obtained (see discussion below), but the ICARE-SVAT simulations were still acceptable. The simulation of the surface soil water content (SWC_{0-5}) was less accurate compared to the SWC_{0-150} , with a RMSE of $0.03 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ and a mean Nash value of 0.14 but good R^2 , slopes and bias. It could be explained by the use of the *force-restore* method for water transfer that forced the surface layer to follow the dynamic of the deep-water reservoir. Despite this problem, evaporation is correctly estimated on bare soil due to compensations introduced by surface resistance calibration.

Table 3
ICARE-SVAT model evaluation for energy budget variables (net radiation (R_n), latent heat flux (LE), sensible heat flux (H) and soil heat flux (G)) and for surface and deep soil water content ($SWC_{0.5}$, $SWC_{0.150}$) integrated over 0–5 and 0–150 cm down.

	Slope	Intercept	R^2	RMSE	Mean bias	Nash	n
Auradé							
2005–2006							
R_n ($W m^{-2}$)	0.99	2.97	0.97	31.52	2.19	0.97	15,535
LE ($W m^{-2}$)	1.11	−2.36	0.88	26.78	2.73	0.82	10,948
H ($W m^{-2}$)	0.86	7.27	0.77	36.36	3.77	0.76	12,733
G ($W m^{-2}$)	1.13	3.07	0.63	45.43	3.20	0.24	15,707
$SWC_{0.5}$ ($m^3 m^{-3}$)	0.85	0.06	0.68	0.03	0.02	0.39	15,706
$SWC_{0.150}$ ($m^3 m^{-3}$)	0.86	0.04	0.92	0.01	0.00	0.92	15,707
2006–2007							
R_n ($W m^{-2}$)	1.04	6.87	0.98	26.00	9.15	0.98	15,936
LE ($W m^{-2}$)	1.08	0.77	0.80	37.91	4.64	0.70	11,164
H ($W m^{-2}$)	0.98	8.16	0.66	38.02	7.91	0.48	12,776
G ($W m^{-2}$)	1.00	0.63	0.68	36.29	0.63	0.54	17,161
$SWC_{0.5}$ ($m^3 m^{-3}$)	0.74	0.10	0.54	0.05	0.04	0.00	17,211
$SWC_{0.150}$ ($m^3 m^{-3}$)	0.89	0.03	0.85	0.01	0.00	0.85	17,161
Lamasquère							
2005–2006							
R_n ($W m^{-2}$)	1.00	−7.20	0.99	19.11	−7.37	0.99	16,739
LE ($W m^{-2}$)	0.96	−1.26	0.88	29.34	−3.74	0.87	10,250
H ($W m^{-2}$)	0.69	10.81	0.75	29.24	4.29	0.74	11,809
G ($W m^{-2}$)	1.24	−0.29	0.70	49.62	0.16	0.28	17,151
$SWC_{0.5}$ ($m^3 m^{-3}$)	0.46	0.21	0.71	0.03	0.02	0.21	17,150
$SWC_{0.150}$ ($m^3 m^{-3}$)	0.94	0.03	0.72	0.02	0.00	0.64	17,151
2006–2007							
R_n ($W m^{-2}$)	0.99	1.25	0.97	25.78	0.84	0.97	17,118
LE ($W m^{-2}$)	1.01	−1.56	0.88	26.67	−0.82	0.86	11,567
H ($W m^{-2}$)	0.71	10.93	0.85	30.59	2.98	0.83	13,397
G ($W m^{-2}$)	1.37	8.83	0.72	38.73	6.84	0.11	17,409
$SWC_{0.5}$ ($m^3 m^{-3}$)	0.62	0.26	0.29	0.04	0.02	0.13	17,459
$SWC_{0.150}$ ($m^3 m^{-3}$)	0.61	0.16	0.66	0.01	0.01	0.50	17,409

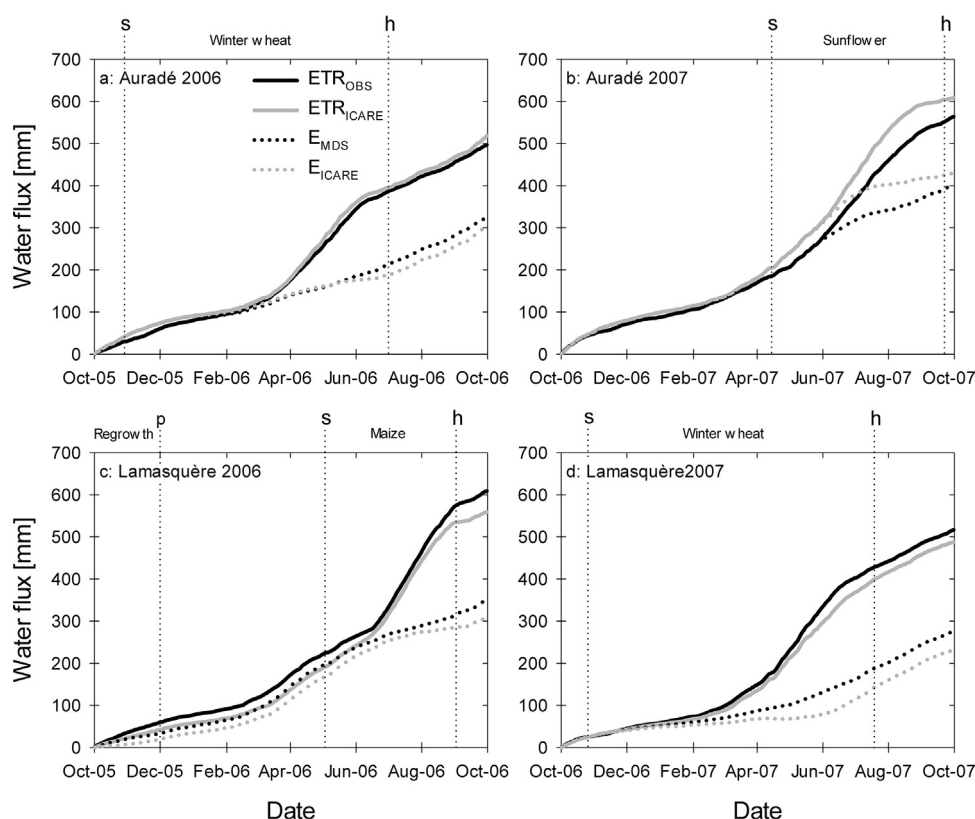


Fig. 3. Comparison of cumulative evapotranspiration (ETR) measured by EC (ETR_{OBS}) and simulated with the ICARE-SVAT model (ETR_{ICARE}) and soil evaporation (E) calculated with the marginal distribution sampling method (E_{MDS}) and with the ICARE-SVAT model (E_{ICARE}) for both sites and both years.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

Comparison of the ICARE-SVAT and MDS results with measurements performed during bare soil periods (Table 1) showed that E was estimated well by both methods (Table 4). The mean R^2 was 6% higher, and the Nash criterion was 11% higher for ICARE-SVAT than for MDS on average, showing a more scattered prediction for MDS. However, the mean slope was 13% higher, while the mean RMSE was 10% lower for MDS than for ICARE-SVAT. These results show that MDS allowed a realistic and non-biased estimation of E during bare soil periods. Moreover, the estimations of TR produced by MDS and ICARE-SVAT were very similar, with a mean slope for both sites and years of 0.99, a mean RMSE of $0.02 \text{ g H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, a mean R^2 of 0.79 and a Nash criterion value of 0.72.

The cumulative E dynamics estimated by MDS (E_{MDS}) and ICARE-SVAT (E_{ICARE}) were in good agreement (Fig. 3). In June 2006, at the end of winter wheat development at Auradé, drying of the surface evaporative layer induced high soil resistance to E (Eq. (9)), which led to lower values of accumulated E_{ICARE} compared to E_{MDS} . For winter wheat at Lamasquère in 2007, E_{ICARE} was lower than E_{MDS} because of the impact of dew simulated by the model (negative E values). In the ICARE-SVAT model, this phenomenon appeared in May 2007, corresponding to a period of colder temperatures, high precipitation and elevated soil water content (Fig. 2). Although this phenomenon is plausible, its importance seemed to be too high, as confirmed by the slight underestimation of ETR by ICARE-SVAT. Both the phenomena of excessive drying and dew formation could be explained by the “force-restore” water and temperature dynamics (Gentine et al., 2007, 2011). This soil representation induces strong water exchange between the evaporative surface layer and the root absorption layer. During periods without precipitation the soil surface layer drying resulted in a significantly reduced E , as observed for Auradé winter wheat. For winter wheat at Lamasquère, because of the high precipitation during spring 2007, the modeled surface evaporative layer was always water saturated. This induced low soil surface temperatures (the mean daily modeled soil surface temperatures were 1.7°C lower on average than the temperature measured 10 cm deep between April and June 2007) and dew deposition instead of E (31% of E_{ICARE} data were negative between April and June 2007). The difference between the E estimations from ICARE-SVAT and MDS at Auradé in 2007 corresponds to an overestimation of ETR by ICARE-SVAT compared to the observed ETR, which arose before the full development of the crop and before high TR values were observed. Therefore, the overestimation of R_n by ICARE-SVAT noted above (see Table 3) was probably the main cause of the overestimation of ETR and E by ICARE-SVAT compared to the observed values and to E_{MDS} .

On both a seasonal and annual basis, the ICARE-SVAT and MDS partitioning between E and TR were quite comparable (Table 6). The mean absolute difference between the E estimation methods was 24 mm on the seasonal time scale and 30 mm on the annual time scale. These differences can be considered to represent an estimation of the uncertainty of the MDS method. The greater differences observed for winter wheat at Auradé and Lamasquère were the result of particular meteorological conditions and phenomena that the ICARE-SVAT simulation failed to describe, as explained above. However, this did not induce an additional systematic error in MDS partitioning, even though such an 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 dynamics were taken into account in both cases, but differences in soil texture induced by tillage and progressive ground collapse between sowing and harvesting were not considered. Soil properties and E might have been impacted by these changes.

Additional and more comprehensive analyses of the uncertainties and processes involved in these two partitioning methods would require accurate separate measurements of E and TR, which

are currently almost impossible. Sap flow measurements only represent one plant and the magnitude of the flow can hardly be compared to the total transpiration. In addition sap flow measurements can be delayed because of the internal water storage within the plant (Goldstein et al., 1998).

3.3. Water budget distribution, component dynamics and drivers

Mean annual precipitation is 615 mm at Lamasquère and 684 mm at Auradé (Table 5). Precipitation was low during maize development, which was partly compensated for by irrigation. Negative and positive values of $\Delta\text{SWC}_{0,100}$ were observed, representing soil water reserve increases and decreases, respectively, during the considered period.

ETR represented 78% of the available water $P(+I) - \Delta\text{SWC}$; (see Eq. (13)) on average on annual time scale. On seasonal time scale, ETR was very similar for all crops, with absolute values ranging between 350 and 400 mm. ETR represented 76% of available water during the growing season for winter wheat, 81% for sunflower and 105% for maize on average. This difference between winter and summer crops was the result of lower water inputs for summer crops than for winter crops during their respective growing seasons, even when considering irrigation. R_n was also higher during summer, which led to higher potential evaporative demands and water absorption by the plant cover. For winter wheat, the seasonal ETR was comparable to that reported by Qiu et al. (2008), ranging between 257.3 and 467.5 mm depending on the irrigation supply. In a study performed by Suyker and Verma (2009), higher ETR values were observed for summer crops on a seasonal time scale, ranging between 431 mm for rainfed soybeans to 548 mm for irrigated maize. These higher values resulted from higher water inputs and higher LAI values for their crops.

Although the amounts of annual precipitation are higher at Auradé, estimations of drainage plus runoff water losses represented 26% of the apparent annual water availability, compared to only 18% at Lamasquère (Fig. 4a). This higher value at Auradé is consistent with the slight slope of this site. The slope might have increased the runoff term during high precipitation events compared to Lamasquère. On seasonal time scale, $D+R$ was important for winter wheat at Lamasquère (Fig. 4b) because of the high precipitation on saturated soil in the spring (Fig. 2). The negative value of $D+R$ for maize at Lamasquère is an artifact that illustrates the measurement uncertainties for P , $\Delta\text{SWC}_{0,100}$ and ETR. It therefore represents a negligible value for water loss through drainage and runoff.

Overall, based on annual and seasonal time scales, the absolute values of E and its contribution to ETR were higher at Auradé than at Lamasquère (Fig. 4 and Table 5). These results were attributed to the higher accumulated incoming radiation at the soil surface layer at Auradé. Indeed, low LAI values (especially for sunflower, see Table 6) coupled to longer bare soil periods (338 days for Auradé versus 277 days for Lamasquère for both years) led to higher R_{G_s} values (see Section 2.2) at the Auradé site. The differences in the proportion of E in ETR between the seasonal and annual time scales (Fig. 4) were more pronounced for maize because of the longer bare soil periods (the regrowth period observed at Lamasquère at the end of 2005 was excluded from the bare soil periods). In contrast, as expected, the absolute values of TR and its contribution to ETR were always higher at Lamasquère. The lower LAI values for Auradé winter wheat and sunflower compared to Lamasquère winter wheat and maize might also explain the lower TR values for Auradé. Moreover, maize irrigation increased the water input and the water available for TR. On annual time scale, according to site management, longer bare soil periods for summer crops explained the lower proportion of TR in the annual ETR compared to winter wheat. The highest proportion of TR in annual ETR was observed for

Table 4

Comparison of ETR measurements during bare soil periods with soil evaporation (E) prediction of the marginal distribution sampling method (MDS) and of the ICARE-SVAT model and comparison of transpiration (TR) estimated by both approaches over both years of experiment. Bare soil corresponds to the validation bare soil dataset (see Section 2.4).

	Dataset	Slope	Intercept $\text{g H}_2\text{O (m}^{-2} \text{s}^{-1})$	R^2	RMSE $\text{g H}_2\text{O (m}^{-2} \text{s}^{-1})$	Mean bias $\text{g H}_2\text{O (m}^{-2} \text{s}^{-1})$	Nash	n
Auradé								
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

Table 5

Seasonal and annual cumulative values of precipitation and irrigation ($P(+I)$), soil water content variation integrated over 0–100 cm deep ($\Delta\text{SWC}_{0,100}$), evapotranspiration observations (ETR_{OBS}) and estimations of the drainage + runoff term ($D+R$) at Auradé and Lamasquère.

	$P(+I)$ (mm)	$\Delta\text{SWC}_{0,100}$ (mm)	ETR_{OBS}		$D+R$	
			(mm)	(% of $P(+I) - \Delta\text{SWC}$)	(mm)	(% of $P(+I) - \Delta\text{SWC}$)
Auradé						
Winter wheat	397	−75	355	75	117	25
Sunflower	374	−82	368	81	88	19
2005–2006	684	25	497	75	162	25
2006–2007	671	−100	564	73	207	27
Lamasquère						
Maize	145 (+148)	−40	351	105	−18	−5
Winter wheat	531	7	403	77	122	23
2005–2006	620 (+148)	43	609	84	116	16
2006–2007	615	−30	517	80	128	20

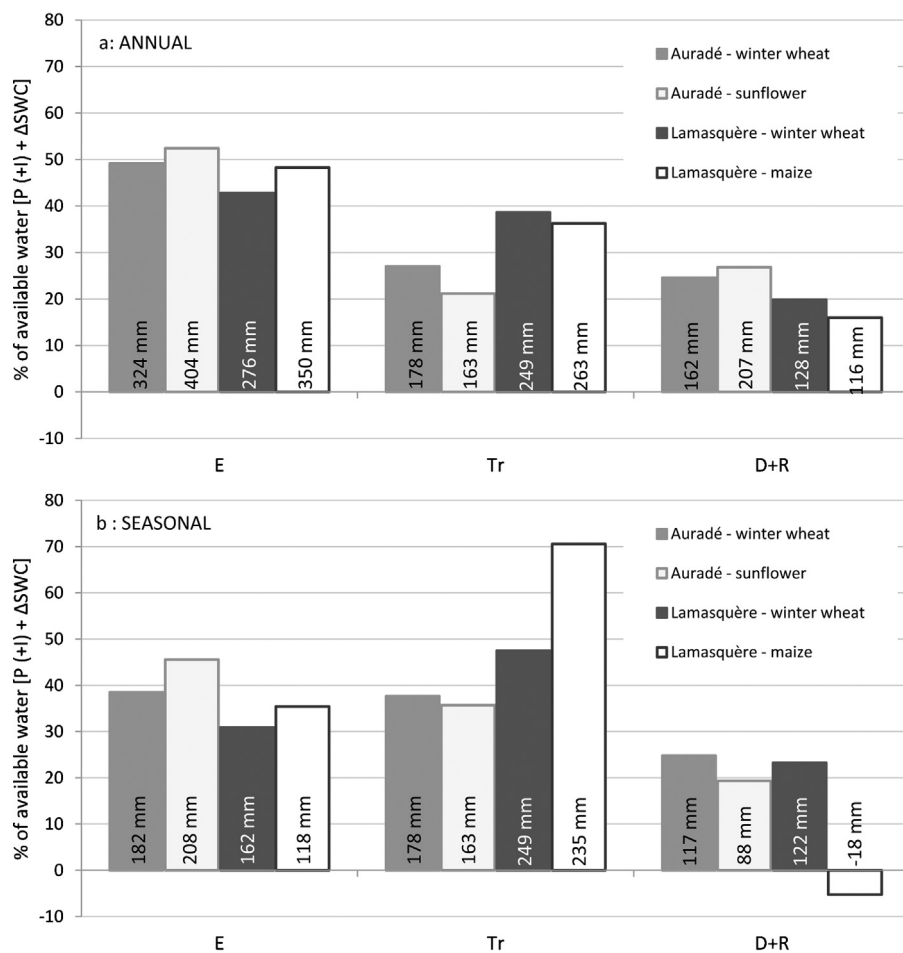


Fig. 4. Estimation of the seasonal and annual contribution of transpiration (TR), evaporation (E) and drainage + runoff ($D+R$) to water losses at the Auradé and Lamasquère sites.

Table 6

Seasonal and annual cumulative values of observed ETR (ETR_{OBS}) and ETR 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 the ICARE-SVAT model (TR_{ICARE}) at Auradé and Lamasquère.

	ETR_{OBS}	ETR_{ICARE}	E_{MDS}		E_{ICARE}	TR_{MDS}		TR_{ICARE}
	(mm)	(mm)	(mm)	(% of ETR_{OBS})	(mm)	(mm)	(% of ETR_{OBS})	(mm)
Auradé								
Winter wheat	355	355	182	51	148	178	50	207
Sunflower	368	403	208	57	224	163	44	179
2005–2006	497	518	324	65	307	178	36	212
2006–2007	564	608	404	72	429	163	29	179
Lamasquère								
Maize	351	345	118	34	119	235	67	225
Winter wheat	403	374	162	40	117	249	62	256
2005–2006	609	559	350	57	308	263	43	251
2006–2007	517	488	276	53	231	249	48	256

winter wheat at Lamasquère (48%). Indeed, an exceptionally warm winter (Béziat et al., 2009) caused high LAI values, even early in the growing season (Fig. 2), and these values remained higher than $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ from January to June 2007.

In conclusion, the partitioning of ETR between E and TR during vegetation periods was mainly driven by incoming radiation partitioning between soil and vegetation, which directly depends on vegetation density and LAI. The partitioning is primarily driven by the duration of the bare soil period on annual time scale and by the LAI crop development dynamics during growing seasons at both seasonal and annual time scales. This last observation is consistent with the results of a study performed on grasslands reported by Hu et al. (2009), who showed that the ratio of annual E/ETR increased from 51% to 67% with a decrease in the mean LAI from 1.9 to $0.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$.

4. Conclusions

Eddy-covariance allow investigating of long-term dynamics of ETR yet do not directly discriminate between the soil E and vegetation TR contributions. A marginal distribution sampling (MDS) method is here used based on few field data to partition, total ETR in E and TR . MDS results were compared to simulations of the site-calibrated ICARE-SVAT double-source mechanistic model. Both methods showed a consistent ETR partitioning. The great advantage of the MDS method is that it does not require calibration and has very few parameters. Reductionism can help fundamentally improve our understanding of the physical processes and our predictive power, as long as it does not try to oversimplify the physics but attempts at capturing the observed emergent behavior of the physical system (Sivapalan, 2003). The MDS method aims at capturing the main processes behind the ETR partitioning. Complex land-surface models insufficiently calibrated against short-term measurements can observe the right ETR over a few days yet along with wrong soil–vegetation water flux partitioning: the right answer for the wrong reasons.

With partitioning method, we showed that the water budget partitioning between the different components strongly depends on crop plot management and climate variability. E was shown to represent nearly one-third of the water budget during the growing season and nearly half of the water budget on annual time scale. Consequently changes in agricultural practices should help better mitigate soil water use and improve production efficiency. For instance, water losses through E can be mitigated by reducing the bare soil period and by promoting mulching, intercrop or cover crops. This study has focused on water use yet has not considered other components essential to plant growth such as nutrients. Use of intercrop or cover crops should be carefully considered as they would increase TR and could limit the development of the

subsequent crop due to mobilizing available nitrogen. The effect of nutrients will be evaluated in future work.

Acknowledgements

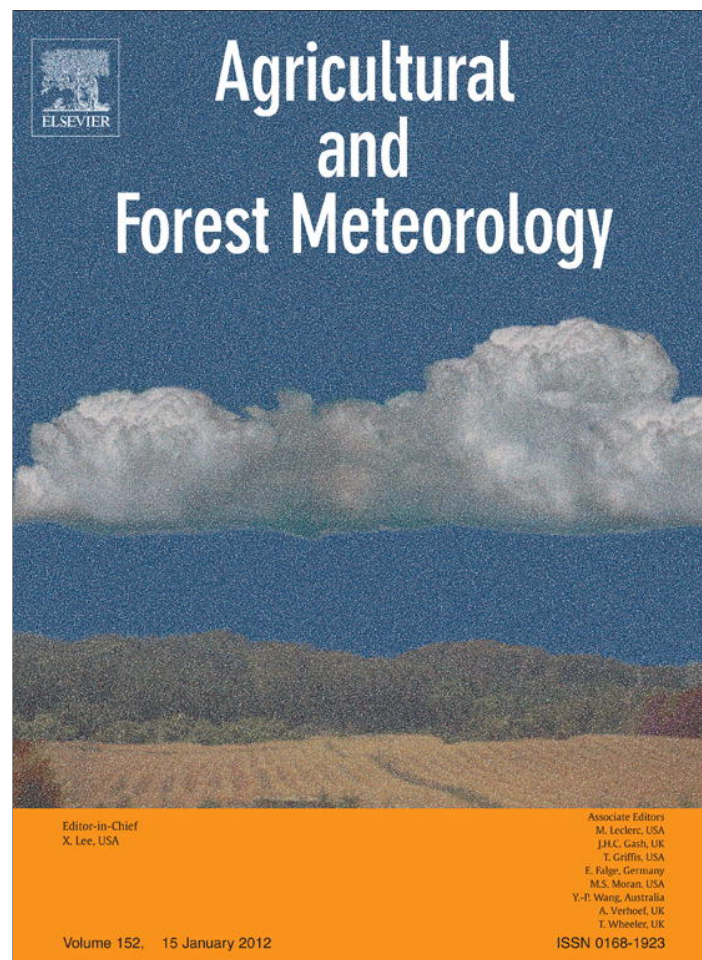
This work was made possible through the support of the European Commission (FEDER Interreg IVa program, ref POCTEFA 08/34), the French Ministry in Charge of Research (“Réseau Terre et Espace”), the Ministry in Charge of Environment (GICC programme), the Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), 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 at Auradé and Lamasquère. We wish to thank the reviewers for helping us improving this paper. Special thanks to our technical staff: Nicole Ferroni, Hervé Gibrin, Pascal Keravec and Bernard Marciel. We also have a sweet thought for Pierre who passed away in July 2010. He was at the origin of this paper that we dedicate to his parents, Monique and Francis, and to his fiancée Elodie.

References

- Allen, R.G., 2008. Quality assessment of weather data and micrometeorological flux: impacts on evapotranspiration calculation. *J. Appl. Meteorol.* 64 (4), 191–204.
- Albrizio, R., Steduto, P., 2005. Resource use efficiency of field-grown sunflower, sorghum, wheat and chickpea. I. Radiation use efficiency. *Agric. For. Meteorol.* 130 (3/4), 254–268.
- Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, U., Moncrieff, J., Foken, T., Kowalski, A.S., Martin, P.H., Berbigier, P., Bernhofer, C., Clement, R., Elbers, J., Granier, A., Grunwald, T., Morgenstern, K., Pilegaard, K., Rebmann, C., Snijders, W., Valentini, R., Vesala, T., 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology. *Adv. Ecol. Res.* 30, 113–175.
- Baldocchi, D.D., 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biol.* 9, 479–492.
- Beven, K., 2006. A manifesto for the equifinality thesis. *J. Hydrol.* 320 (1/2), 18–36.
- Béziat, P., Ceschia, E., Dedieu, G., 2009. Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France. *Agric. For. Meteorol.* 149 (10), 1628–1645.
- Boulet, G., Chehbouni, A., Braud, I., Vauclin, M., 1999. Mosaic versus dual source approaches for modelling the surface energy balance of a semi-arid land. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 3 (2), 247–258.
- Braud, I., Dantas-Antonino, A.C., Vauclin, M., Thony, J.L., Ruelle, P., 1995. A simple soil–plant–atmosphere transfer model (SiSPAT) development and field verification. *J. Hydrol.* 166 (3–4), 213–250.
- Brouder, S.M., Volenc, J.J., 2008. Impact of climate change on crop nutrient and water use efficiencies. *Physiol. Plant.* 133 (4), 705–724.
- Brutsaert, W., 1982. *Evaporation into the Atmosphere*. D. Reidel, Hingham, Mass 299.
- Chen, F., Mitchell, K., Schaake, J., Xue, Y., Pan, H.-L., Koren, V., Duan, Q.Y., Ek, M., Betts, A., 1996. Modeling of land surface evaporation by four schemes and comparison with FIFE observations. *J. Geophys. Res.* 101.
- Choudhury, B.J., Monteith, J.L., 1988. A four-layer model for the heat budget of homogeneous land surfaces. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 114 (480), 373–398.

- Deardorff, J.W., 1977. A parameterization of ground surface moisture content for use in atmospheric prediction models. *J. Appl. Meteorol.* 16, 1182–1185.
- Deardorff, J.W., 1978. Efficient prediction of ground surface temperature and moisture with inclusion of a layer of vegetation. *J. Geophys. Res.* 20, 1889–1903.
- Demarez, V., Duthoit, S., Baret, F., Weiss, M., Dedieu, G., 2008. Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs. *Agric. For. Meteorol.* 148 (4), 644–655.
- Dickinson, R.E., 1984. Modeling evapotranspiration for three dimensional global climate models. *Climate processes and climate sensitivity. Geophys. Monogr.* 29, 58–72.
- Dolman, A.J., Noilhan, J., Durand, P., Sarrat, C., Brut, A., Pignat, B., Butet, A., Jarosz, N., Brunet, Y., Loustau, D., Lamaud, E., Tolk, L., Ronda, R., Miglietta, F., Gioli, B., Magliulo, V., Esposito, M., Gerbig, C., Rner, S., Glademard, P., Ramonet, M., Ciais, P., Neininger, B., Hutjes, R.W.A., Elbers, J.A., Macatangay, R., Schrems, O., rez-Landa, G., Sanz, M.J., Scholz, Y., Facon, G., Ceschia, E., Béziat, P., 2006. The CarboEurope Regional Experiment Strategy. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 87 (10), 1367–1379.
- Gentine, P., Entekhabi, D., Chehbouni, A., Boulet, G., Duchemin, B., 2007. Analysis of evaporative fraction diurnal behaviour. *Agric. For. Meteorol.* 143 (1/2), 13–29.
- Gentine, P., Polcher, J., Entekhabi, D., 2011. Harmonic propagation of variability in surface energy balance within a coupled soil–atmosphere system. *Water Resour. Res.* (47), 21, <http://dx.doi.org/10.1029/2010WR009268>, W05525.
- Goldstein, G., Andrade, J., Meinzer, F., Holbrook, N., Cavelier, J., Jackson, P., Celis, A., 1998. Stem water storage and diurnal patterns of water use in tropical forest canopy trees. *Plant Cell Environ.* 21 (4), 397–406.
- Goudriaan, J., 1977. *Crop Micrometeorology: a Simulation Study*. Wageningen, The Netherlands 249.
- Granier, A., Biron, P., Bréda, N., Pontailleur, J.-Y., Saugier, B., 1996. Transpiration of trees and forest stands: short and long-term monitoring using sapflow methods. *Global Change Biol.* 2 (3), 265–274.
- Grelle, A., Lindroth, A., 1996. Eddy-correlation system for long-term monitoring of fluxes of heat, water vapour and CO₂. *Global Change Biol.* 2, 297–307.
- Hartmann, D.L., 1994. *Global Physical Climatology*, vol. 56. Academic press.
- 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. *Agric. For. Meteorol.* 149 (9), 1410–1420.
- 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, 104 pp.
- 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. *Agric. For. Meteorol.* 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. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* B273, 593–610.
- Karam, F., Lahoud, R., Masaad, R., Kabalan, R., Breidi, J., Chalita, C., Roupheal, Y., 2007. Evapotranspiration, seed yield and water use efficiency of drip irrigated sunflower under full and deficit irrigation conditions. *Agric. Water Manage.* 90 (3), 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 (1), 17–24.
- Koren, V., Schaake, J., Mitchell, K., Duan, Q.Y., Chen, F., Baker, J.M., 1999. A parameterization of snowpack and frozen ground intended for NCEP weather and climate models. *J. Geophys. Res.* 104.
- Lamaud, E., Brunet, Y., Berbigier, P., 1996. Radiation and water use efficiencies of two coniferous forest canopies. *Phys. Chem. Earth* 21 (5/6), 361–365.
- 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 Prod. Sci.* 11 (2), 161–170.
- Medrano, H., Flexas, J., Galmés, J., 2009. Variability in water use efficiency at the leaf level among Mediterranean plants with different growth forms. *Plant Soil* 317 (1), 17–29.
- 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. *J. Hydrol.* 188–189, 589–611.
- Moore, C.J., 1986. Frequency response corrections for eddy correlation systems. *Bound.-Layer Meteorol.* 37 (1/2), 17–35.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I – a discussion of principles. *J. Hydrol.* 10 (3), 282–290.
- Noilhan, J., Mahfouf, J.F., 1996. The ISBA land surface parameterization scheme. *Global Planet. Change* 13, 145–159.
- Noilhan, J., Planton, S., 1989. A simple parameterisation of land surface processes for meteorological models. *Monthly Weather Rev.* 117, 536–549.
- Ogée, J., Brunet, Y., Loustau, D., Berbigier, P., Delzon, S., 2003. MuSICA, a CO₂, water and energy multilayer, multileaf pine forest model: evaluation from hourly to yearly time scales and sensitivity analysis. *Global Change Biol.* 9 (5), 697–717.
- Olioso, A., Braud, I., Chanzy, A., Courault, D., Demarty, J., Kergoat, L., Lewan, E., Ottlé, 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 (6), 651–668.
- 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. *J. Hydrol.* 105 (1/2), 109–138.
- 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. *Agric. For. Meteorol.* 148 (11), 1848–1859.
- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Gilmanov, T., Granier, A., Grunwald, T., Havrankova, K., Ilvesniemi, H., Janous, D., Knohl, A., Laurila, T., Lohila, A., Loustau, D., Matteucci, G., Meyers, T., Miglietta, F., Ourcival, J.-M., Pumpanen, J., Rambal, S., Rotenberg, E., Sanz, M., Tenhunen, J., Seufert, G., Vaccari, F., Vesala, T., Yakir, D., Valentini, R., 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biol.* 11 (9), 1424–1439.
- Ritchie, J.T., 1972. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resour. Res.* 8 (5), 1204–1213.
- Roupsard, O., Bonnefond, J.-M., Irvine, M., Berbigier, P., Nouvellon, Y., Dauzat, J., Taga, S., Hamel, O., Jourdan, C., Saint-André, L., Miallet-Serra, I., Labrousse, 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. *Agric. For. Meteorol.* 139 (3/4), 252–268.
- 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. *Agric. For. Meteorol.* 145 (3/4), 206–214.
- Sellers, P.J., Randall, D.A., Collatz, G.J., Berry, J.A., Field, C.B., Dazlich, D.A., Zhang, C., Collelo, G.D., Bounoua, L., 1996. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part I: model formulation. *J. Climate* 9 (4), 676–705.
- Shuttleworth, W.J., Wallace, J.S., 1985. Evaporation from sparse crops-an energy combination theory. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 111 (469), 839–855.
- Sivapalan, M., 2003. Prediction in ungauged basins: a grand challenge for theoretical hydrology. *Hydrol. Process* 17 (15), 3163–3170, <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.5155>.
- 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. *Agric. For. Meteorol.* 130 (3/4), 269–281.
- Steduto, P., Katerji, N., Puertos-Molina, H., Ünli, M., Mastroilli, M., Rana, G., 1997. Water-use efficiency of sweet sorghum under water stress conditions gas-exchange investigations at leaf and canopy scales. *Field Crops Res.* 54 (2/3), 221–234.
- Steiner, J.L., Hatfield, J.L., 2008. Winds of change: a century of agroclimate research. *Agron. J.* 100 (Suppl. 3), S-132–S-152.
- Steppe, K., De Pauw, D.J.W., Doody, T.M., Teskey, R.O., 2010. A comparison of sap flux density using thermal dissipation, heat pulse velocity and heat field deformation methods. *Agric. For. Meteorol.* 150 (7/8), 1046–1056.
- Suyker, A.E., Verma, S.B., 2008. Interannual water vapor and energy exchange in an irrigated maize-based agroecosystem. *Agric. For. Meteorol.* 148 (3), 417–427.
- Suyker, A.E., Verma, S.B., 2009. Evapotranspiration of irrigated and rainfed maize-soybean cropping systems. *Agric. For. Meteorol.* 149 (3/4), 443–452.
- Taconet, O., Bernard, R., Vidal-Madjar, N., 1986. Evapotranspiration over an agricultural region using a surface flux/temperature model based on NOAA-AVHRR data. *J. Clim. Appl. Meteorol.* 25, 284–307.
- Talleg, T., Béziat, P., Jarosz, N., Rivalland, V., Ceschia, E., 2013. Crops' water use efficiencies in temperate climate: comparison of stand, ecosystem and agronomical approaches. *Agric. For. Meteorol.* 25, 284–307.
- Webb, E.K., Pearman, G.I., Leuning, R., 1980. Correction of flux measurement for density effects due to heat and water vapour transfer. *Q. J. Met. Soc.* 106, 85–100.
- Williams, D.G., Cable, W., Hultine, K., Hoedjes, J.C.B., Yezpe, 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. *Agric. For. Meteorol.* 125 (3/4), 241–258.

Annexe 4



(This is a sample cover image for this issue. The actual cover is not yet available at this time.)

This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

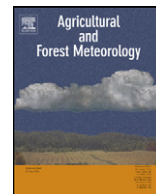
In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/copyright>



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Agricultural and Forest Meteorology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/agrformet

Crops' water use efficiencies in temperate climate: Comparison of stand, ecosystem and agronomical approaches

Tiphaine Tallec, Pierre Béziat, Nathalie Jarosz, Vincent Rivalland, Eric Ceschia *

Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO), 18 avenue Edouard Belin bpi 2801, 31401 Toulouse Cedex 9, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 November 2011

Received in revised form 9 July 2012

Accepted 12 July 2012

Keywords:

Crop

Water use efficiency

Evapotranspiration

Transpiration

Eddy covariance

ABSTRACT

In the context of climate change and agricultural water resource limitations, the ability to identify drivers for improving agro-ecosystem water use efficiency (WUE) is essential. The principal aim of this study was to analyze and compare the WUE (g C per kg H₂O) calculated from ecophysiological (WUE_{plt} for plants at the stand level), environmental (WUE_{eco} and WUE_{NBP} for the ecosystem) and agronomical (WUE_{agro} for the farmer's gain) points of view in order to identify some of those drivers. Three crops differing in their own performance, phenology, management and use were analyzed at growing-season and annual time scales. To achieve this goal, eddy covariance (EC) measurements of CO₂ and water flux were performed on winter wheat, maize and sunflower crops at two sites in southwest France: Auradé and Lamasquère. Annual evapotranspiration (ETR) for winter wheat in 2005–2006 and 2006–2007 and for maize and sunflower were 497, 517, 609 and 564 mm, respectively. Higher ETR was observed for winter wheat in 2006–2007 because of an earlier and stronger development and more evenly distributed rain events. Transpiration represented 29–48% of ETR at annual time scale and 44–67% of ETR at growing-season scale. WUE_{plt} values ranged between −4.1 and −5.6 g fixed C kg^{−1} transpired H₂O for maize and winter wheat, respectively, and were strongly dependent on meteorological conditions (mainly vapor pressure deficit) at the half-hourly, daily and seasonal time scales. WUE_{plt} decreased with increasing vapor pressure deficit (VPD), air temperature and photosynthetic photon flux density (PPFD) but increased with diffuse/total PPFD probably as a consequence of enhanced photosynthesis in diffuse conditions. As a consequence summer crops showed the lowest WUE_{plt}. However, when normalized by the VPD to reduce the effect of seasonal climatic variability on WUE_{plt}, maize (a C4 photosynthesis crop) had the highest efficiency. Because they include water loss through evaporation and carbon release through ecosystem respiration, absolute WUE_{eco} values at the ecosystem level, were lower than at the stand level (WUE_{plt}). This observation was even more pronounced on an annual time scale than on the growing-season time scale because of fallow periods. For maize, WUE_{eco} was 70% lower on the annual time scale compared to the growing-season scale because evaporation represented 60% of ETR instead of 35% during the growing-season and net ecosystem exchange (NEE) was 52% lower on an annual time scale compared to the growing-season scale. Winter wheat showed the highest absolute values of WUE_{eco}, and sunflower showed the lowest. To account for carbon input into WUE through organic fertilization and output through biomass exportation during harvest, net biome production (NBP) was considered in the calculation of an ecosystem-level WUE (WUE_{NBP}). Considering WUE_{NBP} instead of WUE_{eco} markedly decreased the efficiency of the ecosystem, especially for crops with important carbon exports, as observed for the maize used for silage at Lamasquère during 2005–2006 and pointed out the profits of organic C input. From an agronomic perspective, maize showed the best WUE_{yield}, with exported (marketable) carbon per unit of water used exceeding that of other crops but it also showed the worse WUE_{NBP}. Finally, the environmental and agronomical WUE approaches, which should be considered together in the future, are compared and discussed.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Persistent changes in temperature and precipitation patterns may have dramatic effects on the availability of surface water for agricultural production and human consumption (IPCC, 2007; Brouder and Volenec, 2008). Improving agricultural water resource management has become a major challenge worldwide. To meet

* Corresponding author. Tel.: +33 561558529; fax: +33 561558500.

E-mail address: eric.ceschia@cesbio.cnrs.fr (E. Ceschia).

the food requirement, crop management must adapt to climate variability, for example, by using crops that produce more biomass per amount of water used at the plant and the ecosystem levels. In this context, quantifying and understanding the water use efficiency (WUE) of croplands is essential for facing agro-economic and environmental challenges and for developing options regarding adapted agricultural practices.

The WUE of crop production has been the focus of attention in agronomical research since the beginning of the 20th century (Steiner and Hatfield, 2008). Many definitions of WUE have been proposed depending on the time and spatial scales considered and the objectives of the investigators (Katerji et al., 2008; Ritchie and Basso, 2008; Sinclair et al., 1984; Tambussi et al., 2007). For agro-ecosystems, three main WUE approaches have been considered.

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

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

Here, biomass can be defined either as the total aboveground biomass (WUE_{AGB}) or as exported (marketable) biomass (yield) (WUE_{yield}) (Katerji et al., 2008). The first definition is more relevant for agronomical and environmental approaches, and the second is more relevant for production and economic issues. The water consumed can be defined either as evapotranspiration (ETR), combining both stand transpiration (TR) and soil evaporation (E), or as precipitation plus irrigation when ETR cannot be estimated. Since the beginning of the 20th century, WUE_{agro} has been the most studied WUE for croplands with regard to exploring 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). However, WUE_{agro} has most often been calculated during the growing season, so the impacts of crop rotation, intercrop periods (re-growth or bare soil) and rain distribution on WUE on the annual time scale have not usually been addressed.

To specifically address environmental issues associated with the water cycle in the agro-ecosystem (soil + plants), an ecosystem-specific WUE (WUE_{eco}) has been defined (Sinclair et al., 1984; Steduto and Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997). WUE_{eco} is the ratio between the net CO₂ fixation of the ecosystem (NEE, for net ecosystem exchange, the difference between the net crop photosynthesis (GEP, for gross ecosystem production) and ecosystem respiration (R_E)) and water loss through ETR:

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

Micrometeorological techniques such as the eddy covariance (EC) method have allowed ETR and NEE to be monitored continuously over long periods (several years) and over different ecosystems, allowing long-term studies of WUE_{eco}. Forest 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 (CO₂ and H₂O) at the canopy scale (Baldocchi et al., 1987) or on the ecosystem's response to a changing environment (Arneeth et al., 2006; Law et al., 2002; Reichstein et al., 2007). Beer et al. (2009) introduced the notion of inherent WUE (IWUE) to account for vapor pressure deficit effects over a wide range of vegetation functional types and climatic conditions. More recently, some studies have focused on the analysis of WUE_{eco} over agro-ecosystems and grasslands (Hu et al., 2009; Li and Yu, 2007; Steduto and Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997; Zhao et al., 2007). To account for carbon input through organic fertilization and output through biomass export at harvest (yield), often representing lateral C fluxes larger than the cumulated NEE, into WUE (WUE_{NBP}) net biome production (NBP, i.e., carbon budget), as defined and

calculated by Béziat et al. (2009), was considered in the calculation of the ecosystem-level WUE instead of NEE as follows:

$$WUE_{NBP} = \frac{NBP}{ETR} \quad (3)$$

Finally, studies assessing crop varietal performance, stress tolerance and plant adaptation to climate changes (CO₂ 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 individual photosynthetic organs) to fix carbon via GEP for a given amount of water loss through TR:

$$WUE_{plt} = \frac{GEP}{TR} \quad (4)$$

WUE_{plt} has mostly been studied at the leaf scale for short periods to infer environmental effects (vapor pressure deficit, temperature, CO₂ concentration) on photosynthetic efficiency (Katerji and Bethenod, 1997; Medrano et al., 2009; Qiu et al., 2008; Steduto and Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997; Tambussi et al., 2007). However, this approach makes it difficult to extrapolate WUE_{plt} to the stand and growing-season scales because of possible disparities between the phenological/physiological stage of the crop and the climatic conditions throughout the seasons. These leaf-scale measurements are also labor intensive (Singer et al., 2010). As an alternative, EC measurements, by integrating the plant cover spatial heterogeneity and the climate variability, offer the unique opportunity to calculate WUE_{plt} continuously at the stand level throughout the growing season by addressing GEP and TR estimation simultaneously with the help of modeling 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., 2006; Scanlon and Kustas, 2010), and an exhaustive description of GEP estimation in agro-ecosystems is given in the review by Smith et al. (2010). For ETR partitioning between E and TR, a statistic partitioning method based on marginal distribution sampling (MDS), that we used, has been developed and has proven to be a convenient and robust tool for estimating E and TR with reasonable associated uncertainties (see Béziat et al., submitted for publication; Béziat, 2009).

The main objectives of the present study are (1) to analyze and compare the different WUE approaches (Eqs. (1)–(4)) for several crops at the growing-season and at the annual time scales and (2) to emphasize the effects of climate and management on the different WUEs. This approach allows for precise estimation of the impact of fallow periods, crop species and types of production (grain, silage, etc.) on WUE_{eco}, WUE_{agro} and WUE_{NBP}. We hypothesized that C4 plants would show a higher WUE_{plt} than C3 plants, that summer crops would show a lower annual WUE_{eco} than winter crops due to longer fallow periods, and that crops cultivated for silage would show a lower absolute WUE_{NBP} resulting from higher exportation of aboveground biomass compared to crops cultivated for grain production only. As a corollary, the field used for silage should show the best WUE_{yield} due to exportation of the entire aboveground biomass.

To achieve this goal, EC measurements of CO₂ and water fluxes were performed continuously over two agricultural years on winter and summer crops in the southwest of France on two plots with contrasting management.

2. Materials and methods

2.1. Sites characteristics

Since March 2005, micrometeorological, meteorological and vegetation-dynamic measurements have been taken at two

cultivated plots located 12 km apart near Toulouse in the south-west of France: Auradé (43°32'59"N, 1°06'22"E) and Lamasquère (43°29'47"N, 1°14'16"E). Both sites are part of the CarboEurope-IP Regional Experiment (Dolman et al., 2006) and the CarboEurope-IP Ecosystem Component. They have been cultivated for more than 30 years. They experience similar meteorological conditions but have different management practices, soil properties and topography. The Auradé plot is part of a cereal production farm, whereas the Lamasquère plot is part of a dairy farm. As a consequence, only grain is exported at Auradé and the plot only receives mineral fertilization, whereas at Lamasquère all aboveground biomass is exported for silage or bedding and both mineral and organic fertilizers are applied. Crop rotations on both sites are representative of the main regional crop rotations. Crops from the 2005–2006 and 2006–2007 growing seasons are analyzed in this paper. Each crop year begins in October, after the summer crop harvest and before the start of winter crop sowing. The Auradé plot (23.5 ha) is located on a hillside area near the Garonne river terraces and on a clay loam soil (20.6% sand; 47.1% loam; 32.3% clay). The plot was cultivated with winter wheat (*Triticum aestivum* L.) from 27 October 2005 to 29 June 2006 and with sunflower (*Helianthus annuus* L.) from 11 April 2007 to 20 September 2007. The Lamasquère site (32.3 ha) is located on a flat area on a clay soil (12.0% sand; 33.7% loam; 54.3% clay) and borders the River Touch river. The plot was cultivated with maize (*Zea mays* L.) used for silage from 01 May 2006 to 31 August 2006 and with winter wheat from 18 October 2006 to 15 July 2007. This site was irrigated in 2006 when maize was cultivated (148 mm). Mean annual precipitation was 677 mm at Auradé and 617 mm at Lamasquère (see Table 1).

2.2. Eddy covariance measurements

Turbulent fluxes of CO₂ (F_{CO_2}), water vapor (ETR and latent heat, LE), sensible heat (H) and momentum (τ) have been previously measured continuously by the EC method (Aubinet et al., 2000; Baldocchi, 2003; Grelle and Lindroth, 1996; Moncrieff et al., 1997). The EC devices were mounted at heights of 2.8 m at Auradé and 3.65 m at Lamasquère. Instrument heights were chosen to be at least 1 m higher than the crops at their maximum height. Masts were installed in the middle of each plot in order to optimize fetch in the main wind directions. The fetch was 206 and 270 m at Auradé and 200 and 140 m at Lamasquère in the W and ESE directions respectively. The EC system was made up 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), separated by 15 cm. Data were recorded at a frequency of 20 Hz on a data logger (CR5000, Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA). Then, EdiRe software (Robert Clement, © 1999, University of Edinburgh, UK) was used to calculate fluxes following CarboEurope-IP recommendations. A 2-D rotation was applied to align the streamwise wind velocity component with the direction of the mean velocity vector. Half-hourly fluxes were corrected for spectral frequency loss (Moore, 1986). CO₂ and water fluxes were corrected for air density variations (Webb et al., 1980). Flux filtering, quality controls and gap filling were performed following the CarboEurope-IP recommendations. Energy balance closure was calculated at half-hourly time scale as $H + LE = R_n - G - S$. R_n is net radiation measured with a CNR1 (Kipp and Zonen, Delft, The Netherlands), G is the soil heat flux measured using three flux plates (HFP01, Hukseflux, Delft, The Netherlands) at 0.05 m depth and S is the canopy heat storage estimated as detailed by Beziat (2009). Closure values ranged from 0.85 to 0.9 according to the site and the cover.

Table 1

Growing season (sowing to harvest) and annual values of evapotranspiration (ETR), transpiration (TR), precipitation and irrigation (P (+)), variation in soil water content between 0 and 100 cm deep (ΔSWC_{0-100}), drainage + runoff (D + R), gross ecosystem production (GEP), net ecosystem exchange (NEE), net biome production (NBP), above-ground biomass (AGB), exported biomass (yield) and carbon input through organic fertilization (OF) used for the different WUE calculations. The (D + R) term was calculated as the difference between P (+) – ΔSWC_{0-100} and the observed ETR. 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 potentially exportable product.

	ETR (mm)	TR (mm)	P (+) (mm)	ΔSWC_{0-100} (mm)	D + R (mm)	GEP (g C m ⁻²)	NEE (g C m ⁻²)	NBP (g C m ⁻²)	AGB (g C m ⁻²)	Yield (g DM m ⁻²)	OF (g DM m ⁻²)	(g C m ⁻²)
Auradé												
Winter wheat	355	178	397	-75	117	-1022	-471		516	1121	279	600
Sunflower	368	163	374	-82	88	-710	-151		324	700	104	224
2005–2006	497	178	684	25	162		-324	-45				
2006–2007	564	163	671	-100	207		28	132				
Lamasquère												
Maize	351	235	145 (+148)	-40	-18	-1003	-351		810	1745	806	1736
Winter wheat	403	249	531	7	122	-1442	-538		600	1305	386	836
2005–2006	609	263	620 (+148)	43	116		-186	372				-249
2006–2007	517	249	615	-30	128		-369	-161				-178

2.3. Meteorological measurements

Standard meteorological variables in the air and in the soil were recorded at each site to analyze and correct turbulent fluxes. Mean wind speed and direction were measured 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 wind vane anemometer (05103, Young, Traverse city, MI, USA) at Auradé. Air temperature (T_a) and relative humidity were measured with a HMP35A (Vaisala, Helsinki, Finland) and rainfall with a rain gauge ARG100 (Environmental Measurements Ltd., Sunderland, UK). Atmospheric pressure was measured using a BS4 sensor (BS4, Delta-T, Cambridge, UK). Incoming total and diffuse photosynthetic photon flux density (PPFD_T and PPFD_d) were measured with a BF2 (Delta-T, Cambridge, UK). Soil temperature and water content (SWC) were measured with TP107 (Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA) and CS616 (Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA), 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 and 1 m at Auradé and Lamasquère, respectively. CO₂ atmospheric concentration, air temperature and relative humidity profiles (50 and 150 cm aboveground) were measured using an infrared gas analyzer GMP343 (GMP343, Vaisala, Helsinki, Finland) and an HMP50 (HMP50, Vaisala, Helsinki, Finland), respectively. These measurements were then used for multi-layer CO₂ and H₂O storage term calculations. Vapor pressure deficit (VPD) was calculated from air temperature and vapor pressure measurements according to the Ameriflux specifications. All signals were sampled every 60 s on CR10 or CR10X Campbell data loggers (Campbell Scientific, Logan, UT, USA) and averaged every half-an-hour. Destructive vegetation measurements were taken regularly to follow biomass and surface vegetation area dynamics. A complete description of the site characteristics, management practices, biomass inventories, vegetation area measurements, instrumentation setups, flux filtering, quality controls and gap-filling procedures is given by Béziat et al. (2009).

2.4. WUE calculations

WUEs were calculated from Eqs. (1)–(4). The carbon flux measurements used for the WUEs calculation given in Table 1 were taken from Béziat et al. (2009). WUEs were calculated as the cumulative carbon flux divided by the cumulative water used on daily, seasonal or annual time scales. WUE_{agro} was only calculated on the seasonal and annual time scales because we did not have daily values of AGB and yield. Finally, WUE_{NBP} was only calculated on a yearly basis because harvest and organic fertilization occurred only once a year before crop sowing (several months prior in the case of maize). Water consumption for the calculation of WUE_{eco}, WUE_{NBP} and WUE_{agro} in Eqs. (2) and (3) was considered to be the ETR measured by EC (Table 1). For the WUE_{plt} calculation, water use corresponded to TR estimations based on the marginal distribution sampling partitioning method (see Béziat et al., submitted for publication; Beziat, 2009) (Table 1). WUE_{plt} was not calculated on the annual time scale because GEP and TR only occurred during the growing season. On the daily time scale, WUE_{plt} was calculated for leaf area index (LAI) values higher than 0.2 m² m⁻² because TR below this threshold were assumed to be negligible (Béziat et al., submitted for publication; Beziat, 2009). WUE_{plt} was normalized by LAI (WUE_{plt,norm}) to avoid LAI variability effect depending on species.

Many authors have normalized WUE_{plt} by VPD (or reference ETR) to avoid climate variability effects (Suyker and Verma, 2010; Beer et al., 2009; Steduto and Albrizio, 2005; Steduto et al., 1997) and to infer differences in plant physiology. The normalization

proposed by those authors was performed using the following equation:

$$IWUE_{plt} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (GEP \cdot VPD)}{\sum_{i=1}^{i=n} TR} \quad (5)$$

This normalized WUE_{plt} has been called the inherent water use efficiency (IWUE_{plt}) because it is an estimation of the ratio of carbon assimilation to ecosystem surface conductance, as described in detail by Beer et al. (2009).

3. Results and discussion

3.1. Environmental conditions

Meteorological conditions were similar at both sites but drier and warmer in spring and summer 2006 than in 2007 and colder and wetter in winter 2005–2006 than in 2006–2007 (Fig. 1). Winter 2006–2007 was exceptionally warm all over France. Water vapor pressure deficit (VPD) showed a similar pattern at both sites, achieving maximum values of 2.8 kPa in summer 2006 during maximum maize development and about 2.2 kPa in summer 2007 after maximum sunflower development (Fig. 1a). Minimum values (near 0 kPa) were observed during winter. When comparing 2005–2006 and 2006–2007, a large difference in VPD values appeared during spring and summer, between May and September. Monthly VPD values were between 18 and 80% higher during the growing season in 2006 compared to those registered during the growing season in 2007. This difference was partly due to lower precipitation in spring 2006 (84 mm) than in spring 2007 (281 mm) and warmer climatic conditions in 2006 (Fig. 1b).

As observed for VPD, daily temperature followed the same dynamics at both sites, progressively increasing from February to August and decreasing from August to February (Fig. 1b). The minimum temperature was registered in December 2005 at Lamasquère (−4.5 °C), while the maximum temperature was recorded in July 2006 at Auradé (28.2 °C). Comparing the two agricultural years, monthly temperatures revealed a warmer winter in 2007 than in 2006 (7.4 °C versus 4.6 °C) and a warmer summer in June and July 2006 than in 2007 (20.2 °C versus 18.6 °C in June, and 24 °C versus 19.6 °C in July).

At Auradé, integrated soil water content between 0 and 30 cm deep (SWC_{0–30}) (Fig. 1c) decreased during winter wheat development because of low precipitation and root uptake. The same was observed for sunflower, but because of a net radiation increase and low precipitation, SWC_{0–30} began to decrease even before the sunflower started to grow. For the same reason, SWC_{0–30} decreased at Lamasquère during spring 2006 before the maize began to grow. During maize development, the effect of root uptake on SWC_{0–30} was strong in spite of the irrigation. During spring 2007, the period of winter wheat development at Lamasquère, high precipitation maintained high SWC_{0–30} values, but during senescence and after harvest, low precipitation and high net radiation increased E and dried the soil. Absolute values of SWC_{0–30} were higher at Lamasquère than at Auradé for two reasons: (1) the proximity of the Touch river and deeper soil at Lamasquère, (2) higher drainage and run-off terms at Auradé due to the gentle slope (Table 1). At an annual time scale drainage and run-off terms represented 18% at Lamasquère and 26% at Auradé. These absolute differences could induce a difference in soil water availability for the plants. Moreover when accounting for differences in soil density, field capacity (113 ± 6 mm versus 109 ± 12 mm) and permanent wilting points (53 ± 1 mm versus 46 ± 14 mm) were very close at Lamasquère and Auradé between 0 and 30 cm depth, respectively.

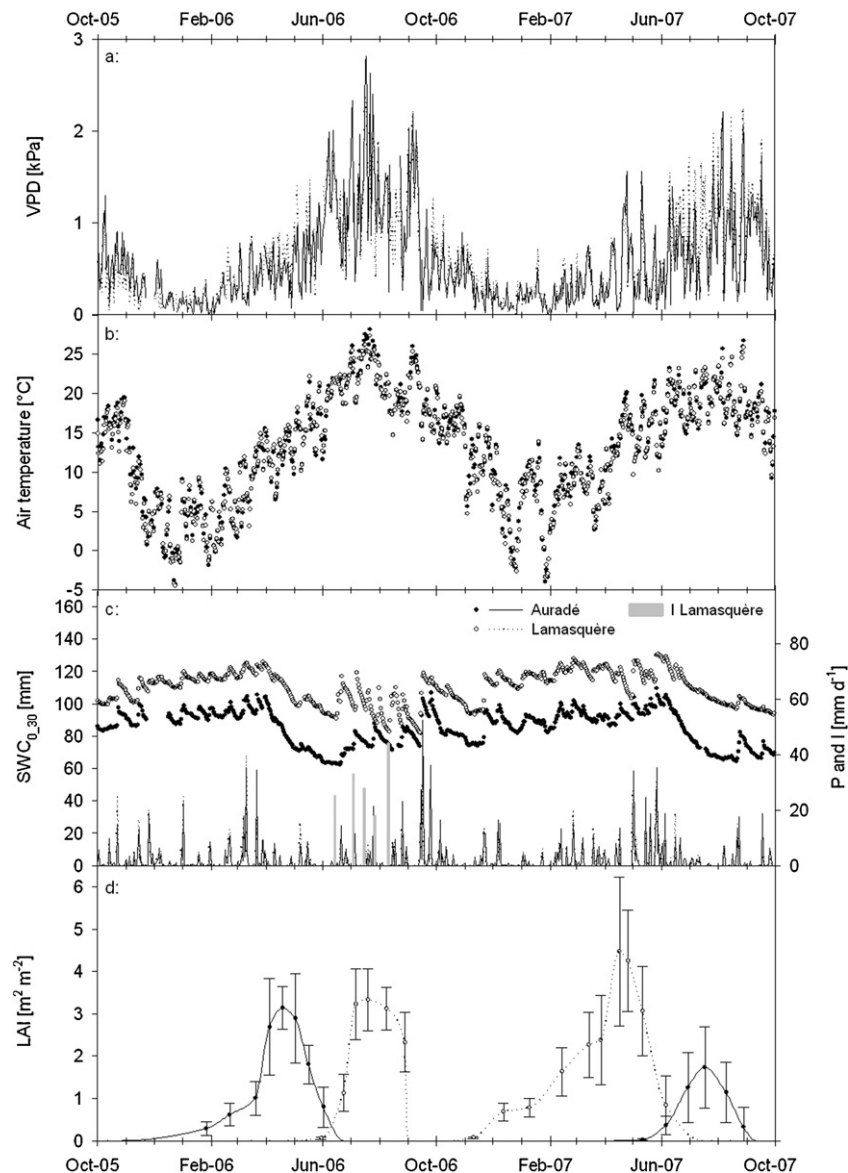


Fig. 1. Seasonal dynamics of (a) daily vapor pressure deficit (VPD) and (b) temperature at Auradé and Lamasquère. (c) Daily soil water content between 0 and 30 cm deep (SWC₀₋₃₀, open and full circles), daily precipitation and Lamasquère irrigation (P, solid and dotted lines and I, gray bars, respectively). (d) Observed leaf area index (LAI, open and full circles) and interpolated LAI (solid and dotted lines) from October 2005 to October 2007. In (d), error bars correspond to $\pm$ one standard deviation of the mean.

3.2. Leaf area index dynamic

In 2006, winter wheat growth started with germination in November and remained slow until March (Fig. 1). LAI_{max} was reached between the end of April and the middle of May, followed by senescence. Winter wheat growth in 2006–2007 at Lamasquère started earlier than it did at Auradé in 2005–2006, certainly due to the high temperature observed during winter 2006–2007 (Fig. 1b). The same phenomenon was observed by Aubinet et al. (2000) for 2006–2007 winter wheat at the Lonzée site in Belgium. Consequently, LAI_{max}, above-ground biomass (AGB) and yield were higher at Lamasquère in 2006–2007 than they were at Auradé in 2005–2006 for winter wheat (see Table 1). The higher VPD values and lower precipitation in 2006 also explain part of this difference (see Fig. 1). For summer crops (maize and sunflower), growth started in late May. Aboveground biomass increased relatively constantly until the beginning of August for sunflower and the beginning of September for maize (see Béziat et al.,

2009). LAI was at its maximum in the middle of July (Fig. 1), but senescence started in early August for sunflower, ending in early September, whereas it started at the end of August for maize. At that stage, maize was harvested and used for silage. Sunflower had the lowest LAI values, with LAI_{max} reaching only 1.7 m² m⁻². This value is quite low compared to that reported by Karam et al. (2007; >6.0 m² m⁻²) under full irrigation but quite common in our area of study under no-irrigation management conditions (Claverie, 2012). At Lamasquère, lower LAI values were observed for maize, with a LAI_{max} of only 3.3 m² m⁻² compared to LAI values higher than 5.5 m² m⁻² reported by Suyker and Verma (2008). The lower maize development observed at our site was the consequence of low spring precipitation, less than half the irrigation and differences in crop variety (grain production versus silage) and management, as explained by Béziat et al. (2009). Still, maize had the highest AGB and yield (because it was used for silage), and sunflower had both the lowest AGB and yield.

3.3. Daily water use efficiency dynamics

3.3.1. Seasonal dynamics of plant and ecosystem of daily WUE

WUE_{eco} and WUE_{plt} were analyzed at the daily time scale to compare stand and ecosystem efficiencies in response to climate variability (Fig. 2) and to explain differences in seasonal and annual integrated WUEs (Table 2). The analysis was not performed at the half-hourly time scale because of the uncertainties and data smoothing associated with the ETR and GEP partitioning methods. For all sites and years, WUE_{eco} was strongly correlated with crop dynamics, with negative WUE_{eco} corresponding to net CO₂ fixation by the ecosystem per unit of total water (E + TR) release. Absolute WUE_{eco} values increased from sowing until LAI_{max} and then decreased until harvest (Fig. 2). Absolute values of WUE_{plt} were higher than WUE_{eco} because WUE_{plt} does not account for CO₂ and water releases through R_E and E, respectively. WUE_{plt} followed the overall dynamic of WUE_{eco} but showed 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 that was estimated using ETR partitioning methods remained high (Béziat et al., submitted for publication). Indeed, it seems realistic that during senescence, TR remained high because of important cuticular transpiration and overall plant drying. At an annual time scale, transpiration represented 29–48% of ETR, winter wheat at Lamasquière showing the highest (48%) and sunflower the lowest (29%; Table 1). During the growing season, transpiration represented 44–67% of ETR, maize showing the highest (66%) and sunflower the lowest (44%). Both daily absolute WUE_{plt} and WUE_{eco} values were higher overall for winter wheat than for summer crops. For winter wheat, higher absolute values of WUE_{plt} and WUE_{eco} were observed at Lamasquière in 2006–2007 compared to Auradé in 2005–2006 because of the exceptionally warm conditions during the winter of 2006–2007 that stimulated early crop development (see Fig. 1). This early crop development resulted in higher LAI and early photosynthesis fluxes associated with low water fluxes because of low radiative forcing in winter and lower VPD in spring 2007 than in 2006, as mentioned above. It should also be noted that rain was more evenly distributed in 2007 than in 2006 during winter wheat development (see Fig. 1). Summer crops had comparable WUE_{eco}. However, as maize was harvested green for silage, a sudden decrease in absolute WUE_{eco} was observed at the end of the maize growing season because of the abrupt interruption of photosynthesis. Comparable values of WUE_{plt} were observed for maize and sunflower despite higher LAI and more efficient photosynthetic metabolism for maize. As shown and discussed below, these unexpected similar values of WUE_{plt} probably resulted from differences in meteorological conditions, e.g., lower spring precipitation, higher temperatures and higher VPD values during spring and summer 2006 (maize) compared to 2007 (sunflower). These differences in VPD dynamic could strongly affect WUE_{plt} (see Section 3.3). The increase in WUE_{plt} at the end of the maize growing season is an artifact induced by the LAI interpolation.

Comparison of WUE_{plt} with data from the literature is difficult because WUE_{plt} in the literature was mostly calculated using instantaneous gas exchanges on the leaf scale. Steduto et al. (1997) reported midday WUE_{plt} (from leaf gas exchange measurements) and WUE_{eco} (from Bowen ratio measurements) values for sweet sorghum in the same range as our daily observed values for maize and sunflower, i.e., between –1.3 and –5.3 g C kg^{–1} H₂O for WUE_{plt} and –0.7 and –3.3 g C kg^{–1} H₂O for WUE_{eco}. Zhao et al. (2007), and Suyker and Verma (2010) calculated daily WUE_{plt} from EC data over a winter wheat crop and over maize and soybean crops but without subtracting E from the total ETR. The authors considered its contribution negligible for elevated LAI, whereas Béziat et al. (submitted for publication) and Béziat (2009) showed that evaporation

Table 2
Water-use efficiencies (WUEs) at Auradé and Lamasquière, calculated over the growing season (sowing to harvest) of each crop and over the entire year, October 2005–October 2006 and October 2006–October 2007.

	WUE _{plt} (GEP/TR) (g C kg ^{–1} H ₂ O)	WUE _{plt, norm} ((GEP/TR)/LAI) (g C kg ^{–1} H ₂ O, m ² m ^{–2})	IWUE _{plt} (GEP/VPD/TR) (g C kPa 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)		WUE _{yield} (yield/ETR)	
						(g C kg ^{–1} H ₂ O)	(g DM kg ^{–1} H ₂ O)	(g C kg ^{–1} H ₂ O)	(g DM kg ^{–1} H ₂ O)
Auradé									
Winter wheat	–5.5			–1.3		1.4	3.1	0.8	1.7
Sunflowers	–3.7		–3.62	–0.4		0.9	1.9	0.3	0.6
2005–2006			–3.85	–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
Lamasquière									
Maize	–4.1		–5.45	–1.0		2.3	5.0	2.3	4.9
Winter wheat	–5.6		–2.78	–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

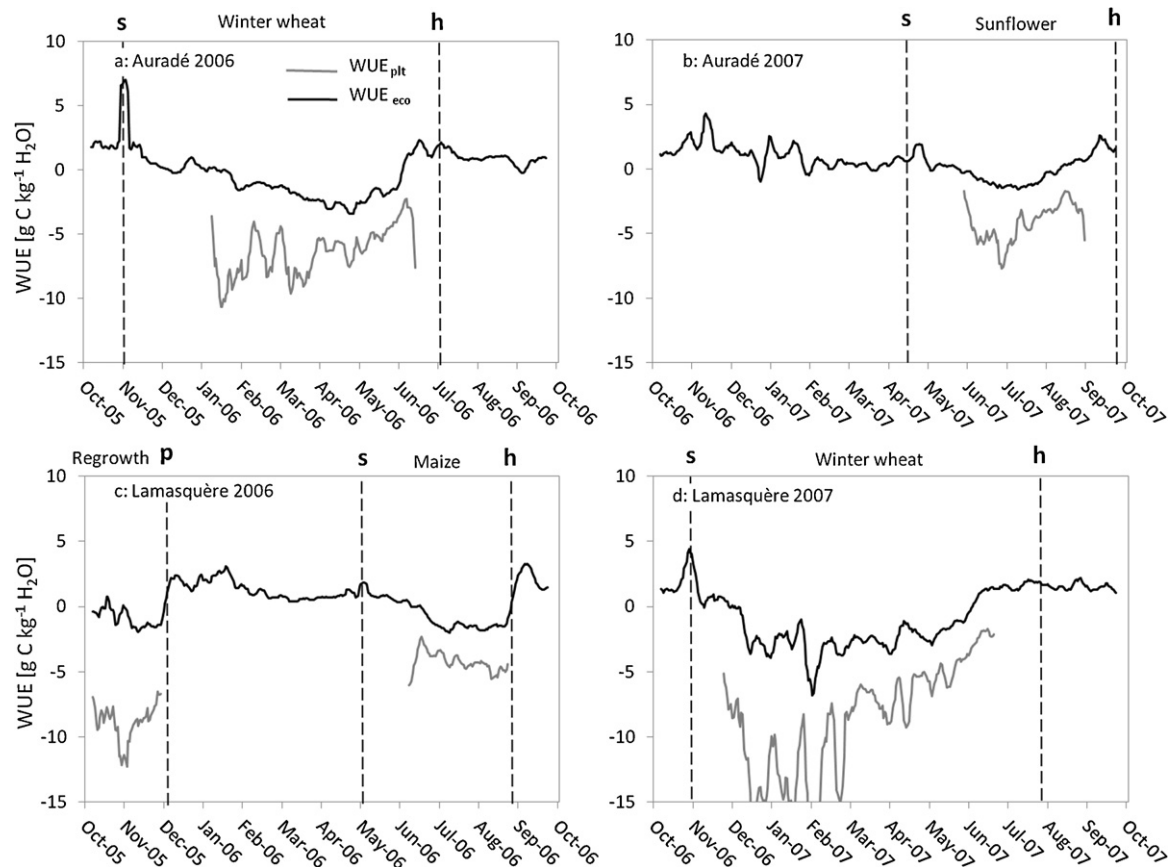


Fig. 2. Dynamics of ecosystem water use efficiency (WUE_{eco}) and plants' water use efficiency (WUE_{plt}) for both sites and both years. Each point is calculated as the average of daily values over a week (gliding average). Annotations indicate dates of sowing (s), harvest (h) and plowing (p) and the name of the crop (or regrowth event).

at Lamasquère and Auradé is a major component of crops' water budget, even under high-LAI conditions, achieving a contribution of 51% in water losses for winter wheat. Therefore, we excluded component E from the calculation of WUE_{plt} . This is probably why Zhao et al. (2007) found lower absolute values for winter wheat (ranging between -10 and $0 \text{ g C kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$) than we did (ranging between -3 and $-15 \text{ g C kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$). Regarding WUE_{eco} , the values observed by Zhao et al. (2007) for winter wheat compare well with ours, ranging between -4 and $2 \text{ g C kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ during the growing season.

The WUE_{plt} corresponding to the re-growth event of the previous crop (i.e., triticale, see Béziat et al., 2009) and weeds at Lamasquère between October and December 2005 reached $-10 \text{ g C kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$, comparable to the values observed for winter wheat.

3.3.2. Role of climatic variables in controlling WUE_{plt}

Figs. 3 and 4 show the relationship between WUE_{plt} and VPD, SWC_{0-30} , T_a , $PPFD_t$ and $PPFD_d/PPFD_t$ for the different crops when LAI values were higher than $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$. Low VPD, T_a , $PPFD_t$ and high $PPFD_d/PPFD_t$ corresponded to high absolute WUE_{plt} values, whereas high VPD, T_a , $PPFD_t$ and low $PPFD_d/PPFD_t$ corresponded to low absolute WUE_{plt} . No clear relationship was found between SWC_{0-30} and WUE_{plt} . WUE_{plt} was mostly correlated to VPD. The overall relationship between VPD and WUE_{plt} was hyperbolic, and it appears more clearly with the half-hourly values (Fig. 4) than with the daily ones (Fig. 3a), because few values are available for summer crops at a daily time step for low VPDs. From 0 kPa to 0.4 kPa , WUE_{plt} increased, but then, it achieved a threshold value around 1 kPa . A similar relationship was observed with a sweet sorghum crop for both WUE_{eco} and WUE_{plt} (Steduto et al., 1997). Those observations

could be explained in two ways. First, low VPD values could correspond to low temperatures that reduces plant respiration and to a high diffuse-to-total radiation ratio, which, at the canopy scale, enhances carbon fixation (Alton et al., 2007; Béziat et al., 2009; Gu et al., 2002; Law et al., 2002; Moureaux et al., 2006; Suyker et al., 2004) and limits water released through TR. Our data confirmed this hypothesis, VPD values decreased with decreasing temperature and increasing diffuse-to-total radiation ratio resulting in higher WUE_{plt} (Fig. 5a–c). Second, considering only the classical constant ratio between stomatal conductance for water and CO_2 at the leaf level, one could have expected the relationship to be linear and the resulting WUE to be stable for a constant radiation or temperature. However, accounting for cuticular transpiration would modify this relationship (Scanlon and Kustas, 2010), and absolute WUE at the leaf level should decrease with increasing VPD, as we observed. Therefore, stomatal closure induced by high VPDs may affect GEP more than TR because of cuticular transpiration, which can be important for crops (Kersteins, 1996). To test the second hypothesis, we analyzed for the four crops the variations of daily normalized absolute values of GEP and TR according to VPD (Fig. 6a and b). A clear positive but nonlinear relationship appeared between the absolute values of GEP and TR versus VPD, excepted for sunflower. For the other crops, we observed that, at low VPD values, when most stomata were probably opened, TR and GEP increased linearly with increasing VPD (Fig. 6). It was expected that GEP should increase with decreasing VPD in that range because of stomata opening, but low VPD values also corresponded to low incoming radiation and/or temperature (Fig. 5a and b), and the radiation or temperature effect obviously overwhelmed the effect of VPD (Iio et al., 2004). At the half-hourly time scale (data not shown), for VPD values higher than 0.5 and 0.7 kPa for wheat at Lamasquère and Auradé,

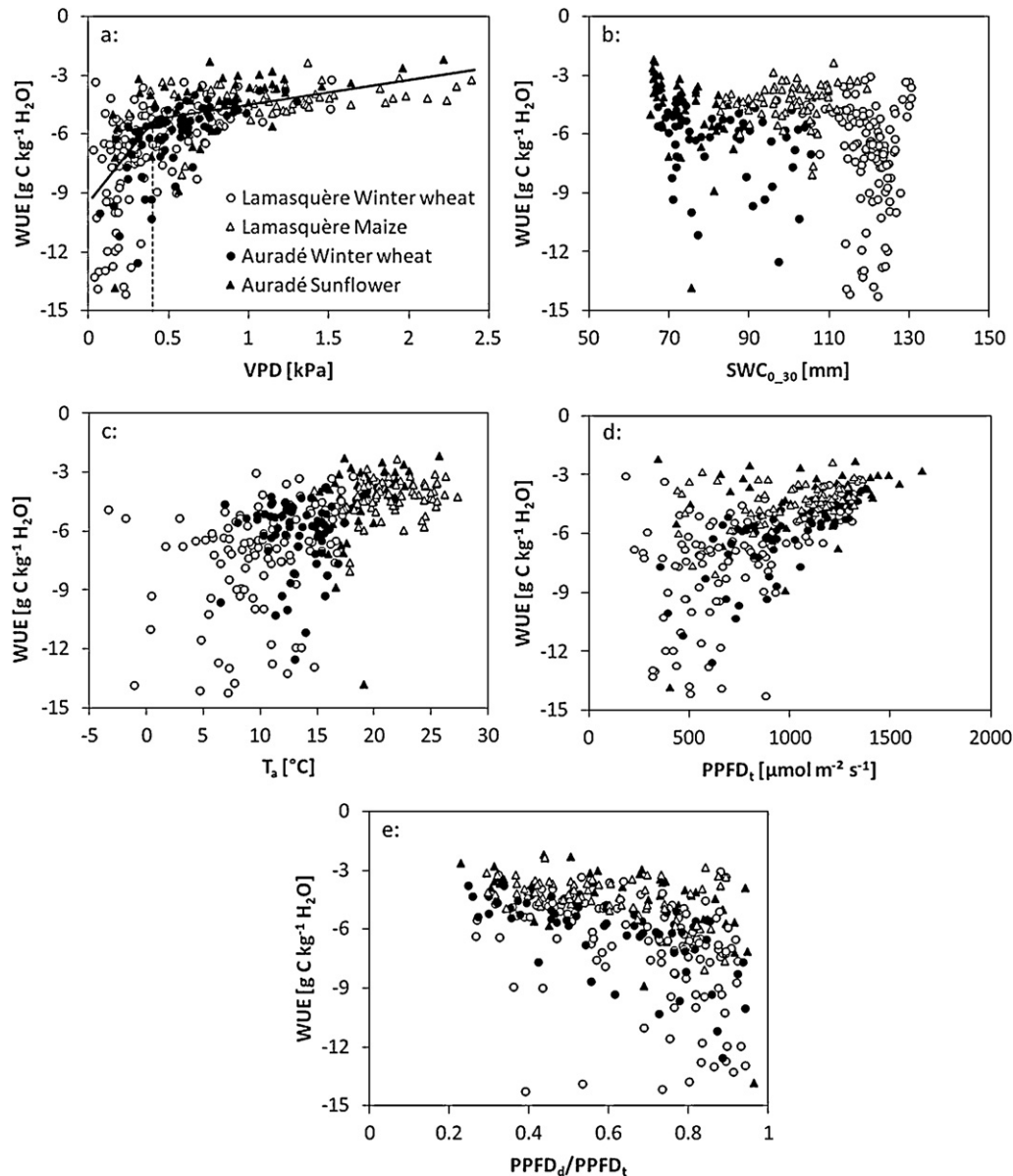


Fig. 3. Relationship between plants' daily water use efficiency (WUE_{plt}) and VPD (a), SWC_{0-30} (b), T_a (c), $PPFD_t$ (d) and $PPFD_d/PPFD_t$ (e) for both sites and all crops. Only days with $LAI > 1 m^2 m^{-2}$ were selected for this analysis.

respectively, and 1 kPa for summer crops, both normalized TR and GEP reached their respective maxima, explaining why WUE_{plt} became constant. Notably, even at the daily time scale, the maximum is reached earlier for GEP compared to TR (Fig. 6). When comparing daily dynamics, the overall increases in transpiration with increasing VPD observed in this study are consistent with those in the literature (Hirasawa and Hsiao, 1999; Turner et al., 1984). Higher VPD resulted in higher amounts of water transpired until 0.5 kPa (Fig. 6b). Concurrently, the consistent stabilization in plant C assimilation from a VPD value of 0.4 kPa across all crops except sunflower (Fig. 6a) could account for the decrease in WUE_{plt} with increasing VPD, assuming that cuticular transpiration still increases between 0.4 and 0.5 kPa and remains above that threshold (Kersteins, 1996). This differential effect on water and CO_2 could also explain the non-linear relationship between VPD and WUE_{plt} (Figs. 3 and 4). Overall, the relationships displayed the same trends for the different crop species (Fig. 3a). Still, over the growing season (Table 2) lower absolute WUE_{plt} values were observed for the summer crops compared to winter wheat because of higher VPDs

resulting from higher temperatures and increased radiation in summer.

3.4. Seasonal and annual water use efficiencies

The WUEs defined in the present study yield different information with diverse meanings. Table 2 summarizes the different WUEs calculated over the growing seasons and years.

3.4.1. Plant performance at stand level

First, WUE_{plt} calculated over the growing season ($LAI > 0.2$) allows overall plant performance at the stand level to be assessed and compared. The WUE_{plt} values for winter wheat were very similar at both sites. For summer crops, as expected, and in spite of differences in length of growing season, maize demonstrated a higher WUE_{plt} value than did sunflower, which had lower LAI values. The absolute WUE_{plt} values showed that winter wheat was 41% more efficient than summer crops (maize and sunflower). When normalizing WUE_{plt} by LAI, the difference between summer

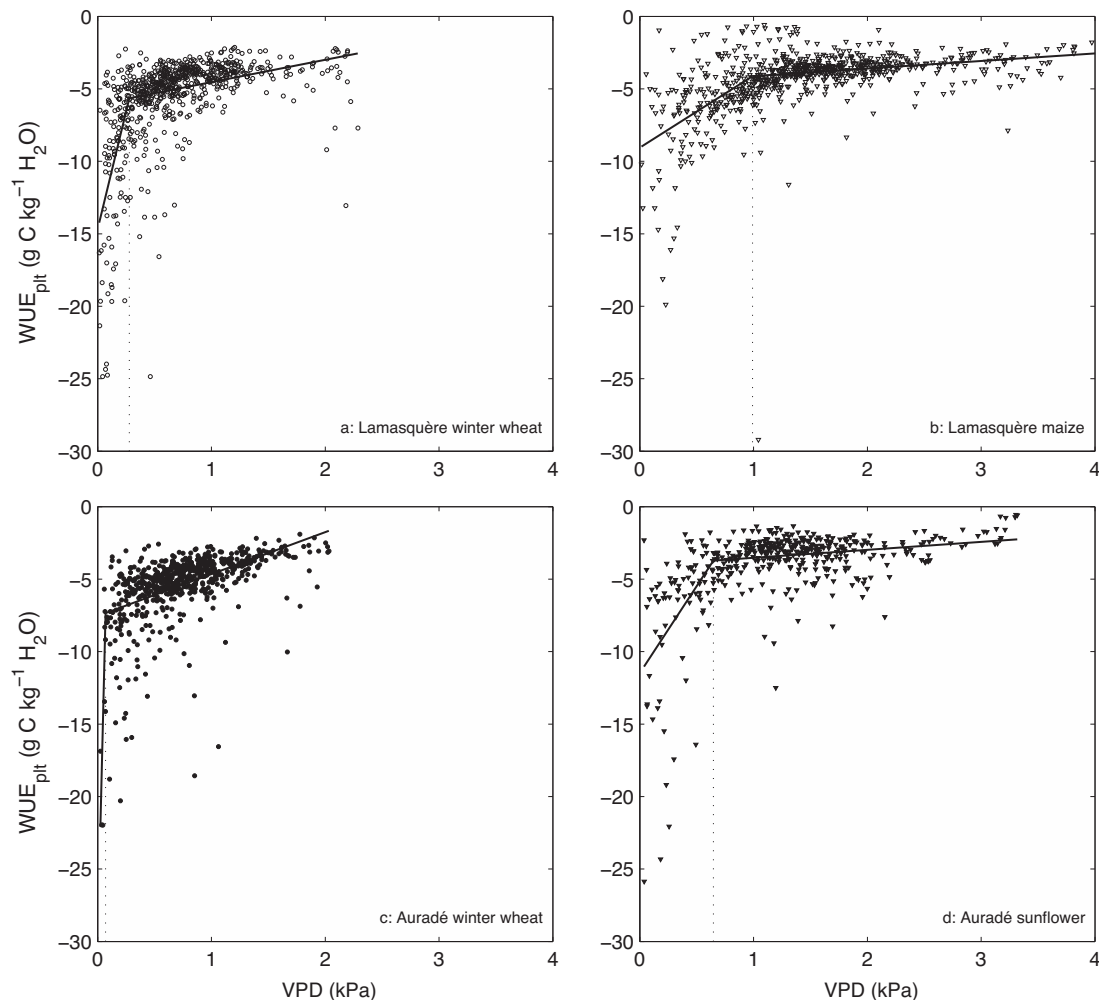


Fig. 4. Relationship between half-hourly water use efficiency (WUE_{plt}) and VPD for (a) winter wheat, (b) maize at Lamasquère, (c) winter wheat and (d) sunflower at Auradé. Only clear half-hourly values ($PPFD_d/PPFD_t > 0.5$) with $LAI > 1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ were selected for this analysis.

crops remained, and winter wheat appeared to be more efficient at Auradé than at Lamasquère (Table 2). However, as shown in Fig. 3 and as reported in the literature, an important driving variable of WUE_{plt} is VPD, partly through its effect on stomatal conductance. To avoid this effect, the $IWUE_{plt}$ values were calculated. Those values achieved -3.62 and $-3.85 \text{ g C kPa kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ for winter wheat and sunflower at Auradé, respectively, and -5.45 and $-2.78 \text{ g C kPa kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ for maize and winter wheat at Lamasquère, respectively. This result shows that the higher WUE_{plt} of winter wheat compared to those of summer crops was mainly the result of lower-VPD periods during winter and spring than during summer. The higher absolute $IWUE_{plt}$ value for maize compared to sunflower and winter wheat could be explained by its C4-type photosynthesis, which is known to be more efficient at CO_2 assimilation and water retention under high-VPD conditions compared to C3 plants (Hibberd et al., 2008). Beer et al. (2009) reported a mean $IWUE_{plt}$ value for cropland of $-2.11 \text{ g C kPa kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$. This absolute value is 46% lower than the mean value calculated for the different crops and different years in the present study. However, Beer et al. (2009) did not remove the E contribution from their calculation, and because their $IWUE_{plt}$ was calculated over one year, bare soil evaporation was accounted for and considerably lowered their $IWUE_{plt}$ estimations. Finally, although physiological differences existed between the different crops over the growing season, meteorological conditions appeared to be a very important factor in controlling WUE_{plt} . Considering the probable climatic scenario

for the next fifty years in France, winter crops should benefit from warmer winters while summer crop should suffer in drier summers. Those results highlight the need to improve $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ use efficiency and/or to adapt the agricultural practices to maintain agricultural sustainability in a future warmer and/or drier climate.

3.4.2. Crop performance at ecosystem level

3.4.2.1. WUE_{eco} . WUE_{eco} differs from WUE_{plt} because the former integrates CO_2 losses through the respiration of both autotrophic and heterotrophic organisms and water loss through soil evaporation. Therefore, it assesses the efficiency by which the whole ecosystem captures carbon for a given amount of water released. Over the growing season, E represented more than 50% of the ETR at Auradé and more than 33% at Lamasquère (see Béziat et al., submitted for publication; Béziat, 2009). Ecosystem respiration (R_E) represents more than 50% of the carbon fixed by GEP at both sites (Béziat et al., 2009) (Table 1). Therefore, accounting for these processes is essential for an environmental evaluation of cropland WUE.

Over the growing season, the absolute WUE_{eco} values for winter wheat were higher than those for summer crops, as observed with WUE_{plt} . A difference in WUE_{eco} (not observed with WUE_{plt}) appeared between maize and sunflower, with a higher absolute WUE_{eco} for maize. The main factor driving this difference might be the lower LAI values for sunflower, which induced (1) lower NEE values during the growing season because of lower GEP and a higher

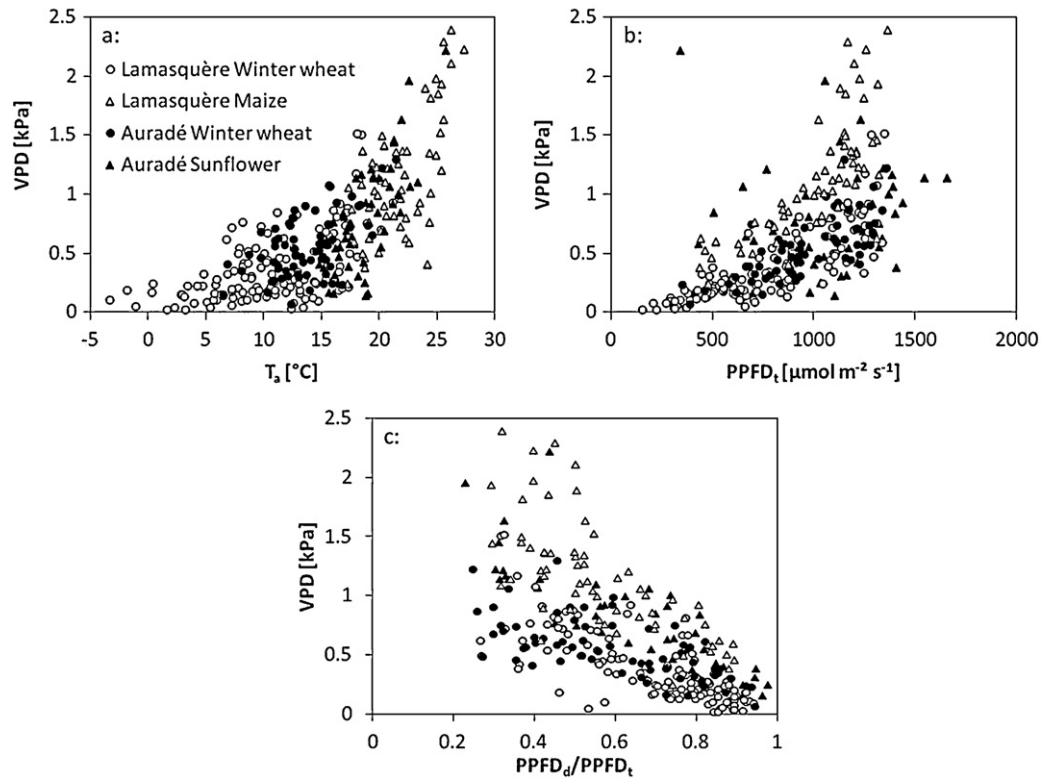


Fig. 5. Relationship between daily VPD and T_a (a), $PPFD_t$ (b) and $PPFD_d/PPFD_t$ (c) for both sites and all crops.

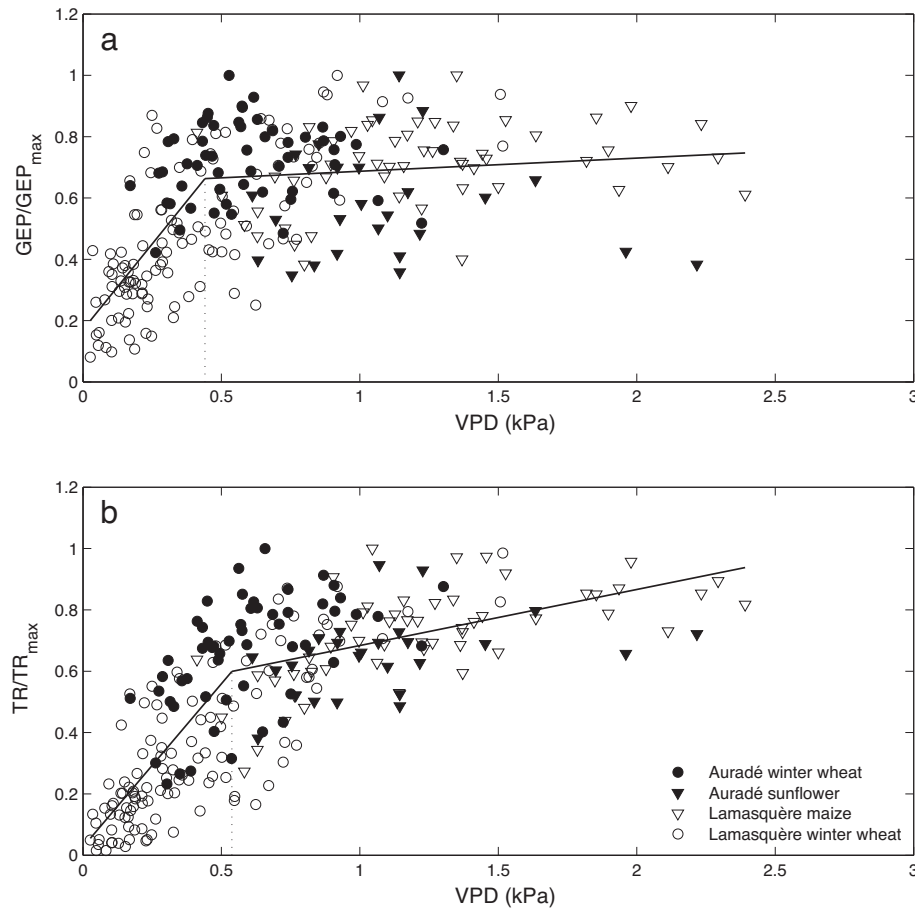


Fig. 6. Relationship between (a) plant daily normalized ecosystem primary production (GEP/GEP_{max}) and vapor pressure deficit (VPD); (b) plant daily normalized transpiration (TR/TR_{max}) and VPD for both sites and all crops on clear days ($PPFD_d/PPFD_t > 0.5$). Only days with $LAI > 1 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$ were selected for this analysis.

proportion of R_E (mainly through heterotrophic respiration) in the carbon balance (79% for sunflower versus 65% for maize); and (2) a higher proportion of E in ETR (56% for sunflower versus 33% for maize).

Over the annual time scale, the absolute values of WUE_{eco} were lower for all crops than over the growing season because the bare soil periods induced additional water release through E and net CO_2 release through heterotrophic respiration that was not compensated by photosynthetic activity. This annual WUE_{eco} decrease was even more important for the summer crops than for winter wheat crops because of the longer fallow periods, even when accounting for the re-growth event during the maize year. On both the seasonal and annual time scales, WUE_{eco} was similar for winter wheat at the two sites. Overall, winter wheat had a higher annual absolute WUE_{eco} than the summer crops did. The sunflower WUE_{eco} was positive because the annual NEE was positive (see Béziat et al., 2009 for more details), meaning that annual R_E was higher than annual GEP. Consequently, the plot lost 0.1 g of C per kg H_2O lost during the year (Table 2).

3.4.2.2. WUE_{NBP} . Even if crops demonstrate overall good water use efficiencies, an intensive use of biomass outside of the plot may counteract their own ability to capture carbon. WUE_{NBP} accounted for carbon input through organic fertilization and carbon output through biomass exportation at harvest (Table 2). It indicated a lower efficiency of the ecosystem than did WUE_{eco} even at Lamasquère, although the latter was supplied with organic fertilizers. As maize was used for silage, all aboveground biomass was exported from the plot. Consequently, WUE_{NBP} at Lamasquère in 2005–2006 was the poorest encountered in this study despite the organic fertilizer input. This observation revealed the significant environmental impact of carbon export from the plot.

For both summer crops, WUE_{NBP} was positive, meaning that the plots lost both water and carbon. For winter wheat, WUE_{NBP} was negative in both years, and although WUE_{pit} and WUE_{eco} were equal at both sites, annual absolute WUE_{NBP} was larger at Lamasquère than at Auradé because of organic fertilization at Lamasquère and despite its higher carbon exportation (grain and straw were exported for animal farming).

3.4.3. Crop performance from an agronomical point of view

The WUE_{agro} values were always positive because crop production was considered to be exportable or marketable biomass outside of the plot. Globally, WUE_{agro} (WUE_{AGB} and WUE_{yield}) were usually higher for Lamasquère's crops than for Auradé's crops at both seasonal and annual time scales. This result was particularly true for WUE_{yield} depending on the crop use. Auradé is a cereal production farm, whereas Lamasquère is a dairy farm. So, as expected, the maize crop had the highest WUE_{AGB} and WUE_{yield} efficiencies, whereas sunflower had the lowest. The high maize efficiencies were the result of its high aboveground production and total export for silage compared to other crops. Sunflower had the lowest AGB and yield resulting in the lowest WUE_{AGB} and WUE_{yield} . The reduction of WUE_{agro} on the annual time scale was higher for summer crops than for winter wheat crops because of the longer fallow periods for summer crops. WUE_{yield} values over the growing season were similar overall to those reported in the literature. In Katerji et al.'s (2008) review of the WUE of crops cultivated in the Mediterranean region, WUE_{yield} values for winter wheat ranged between 0.1 and 2.5 g DM kg⁻¹ H_2O and between 0.4 and 0.7 g DM kg⁻¹ H_2O for sunflower. They found that WUE_{yield} maize values were lower than those observed in our study (between 0.22 and 2.16 g DM kg⁻¹ H_2O). However we cannot compare both maize crops WUE_{yield} because in our case maize was used for silage (all

aboveground biomass is exported) and not for grain production, as in their study.

3.4.4. Comparison of environmental and agronomical performance

During the last century, agro-environmental research sought to improve WUE_{yield} to increase crop system profitability and food production in response to the increased food demands of a rising global population (Steiner and Hatfield, 2008). However, in a context of climate change and agricultural water resource limitations, maintaining food production and reducing environmental impacts of agriculture has become a new challenge. Agronomical and environmental WUE approaches are not necessarily incompatible. In the present study, winter wheat at Auradé had both better WUE_{yield} and WUE_{NBP} values compared to sunflower, for example. Maize used for silage, however, had the highest WUE_{yield} 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 with the apparent highest soil carbon impoverishment. Additionally, maize used for silage had the highest water requirements (ETR). These contrasting results show that the type of farming system and crop rotation may have a strong impact on water consumption from agriculture but, of course, the farming systems are driven by our food habits.

In Sinclair et al. (1984), several options were discussed to improve WUE_{yield} , one of the most realistic being improved harvest index. However, improving the harvest index would probably decrease WUE_{NBP} because less biomass would remain on the field, leading to less carbon input into the soil. Another way to improve both agronomical and environmental WUEs would be to reduce water loss through soil E. Solutions have been proposed to reduce this term, including straw mulching, which can significantly reduce evaporation during the growing season (Li et al., 2008). Varietal selection could also limit E by selecting plants that rapidly cover the soil at the beginning of the growing season (Passioura, 2006) or by selecting plants that tolerate high sowing density (Ritchie and Basso, 2008). Of course selecting plant with higher WUE_{pit} would benefit to both agronomical and environmental WUEs. One way to achieve this goal may be to reduce TR by selecting summer crops with and/or earlier developments (i.e., growing under lower VPD, temperature and PPFD conditions, see Fig. 3). Our study also showed that the annual WUE_{eco} and WUE_{NBP} could be improved by limiting fallow periods and increasing CO_2 fixation. Indeed, the solution of an intermediate crop could limit the annual loss of E in ETR and increase gain of C by cover photosynthetic activity. Of course, some of these agricultural practice options should be carefully considered because they could increase TR and therefore limit the development of the next crop by mobilizing water resources and available nitrogen. Furthermore, these options should be analyzed from economic and societal perspectives and on the basis of technical feasibility.

4. Conclusions

We have shown that agricultural management has direct (i.e., fallow periods' duration) and probably indirect effects (mediated by vegetation cover and structure, rooting) on soil and plant water losses and on WUE, which strongly interact with the effects of climate. Depending on the objectives and the points of view adopted, e.g., stand, agronomical or environmental, WUE crops can demonstrate opposite results. WUEs specific to crop plants (WUE_{pit}) at the stand level, to the whole ecosystem (WUE_{eco} and WUE_{NBP}) and to agronomical approaches (WUE_{AGB} and WUE_{yield}) were analyzed from daily to annual time scales to discriminate between stand, site, climate and management effects. Winter wheat was shown

to be more efficient than summer crops at the stand level, mainly because of the lower VPD during winter and spring than during summer crop development. At the ecosystem level, WUE_{eco} values were less important than at the stand level because of water release through E and carbon loss through R_E . These phenomena were even more pronounced on the annual time scale because of fallow periods. Absolute WUE_{eco} values were similar for winter wheat at both sites and higher than those of summer crops. Finally, we showed the importance of considering carbon input and exportation through organic fertilization and crop harvesting in the environmental WUE_{NBP} approach at the ecosystem level. For maize, the environmental and agronomical WUE approaches (WUE_{NBP} and WUE_{yield} , respectively) gave contradictory results, with WUE_{yield} classifying maize as the most efficient and WUE_{NBP} classifying it as the worst. Therefore, care must be taken in the future to improve both WUE_{yield} and WUE_{NBP} and to reconcile agro-economic and environmental issues in the context of global climate change and sustainable development.

Acknowledgements

This work was made possible through the support of the European Commission (FEDER Interreg IVa program, ref POCTEFA 08/34), the French Ministry in Charge of Research ("Réseau Terre et Espace"), the Ministry in Charge of Environment (GICC program), 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 at Auradé and Lamasquère. Special thanks to our technical staff: Nicole Ferroni, Hervé Gibrin, Pascal Keravec and Bernard Marciel. All the authors would like to dedicate this article to the family of Pierre Béziat who passed away two years ago in a tragic accident. We all greatly miss him.

References

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 Biol.* 13 (4), 776–787.

Arneeth, A., Veenendaal, E.M., Best, C., Timmermans, W., Kolle, O., Montagnani, L., Shibistova, O., 2006. Water use strategies and ecosystem-atmosphere exchange of CO_2 in two highly seasonal environments. *Biogeosciences* 3 (4), 421–437.

Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, Ü., Moncrieff, J., Foken, T., Kowalski, A.S., Martin, P.H., Berbigier, P., Bernhofer, C., Clement, R., Elbers, J., Granier, A., Grünwald, T., Morgenstern, K., Pilegaard, K., Rebmann, C., Snijders, W., Valentini, R., Vesala, T., 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology. *Adv. Ecol. Res.* 30, 114–175.

Baldocchi, D., Verma, S., Anderson, D.E., 1987. Canopy photosynthesis and water-use efficiency in a deciduous forest. *J. Appl. Ecol.* 24, 241–260.

Baldocchi, D.D., 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biol.* 9, 479–492.

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.

Béziat, P., 2009. Effet des conditions environnementales et des pratiques culturales sur les flux de carbone et d'eau dans les agrosystèmes. Thesis. 233 pp.

Béziat, P., Ceschia, E., Dedieu, G., 2009. Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France. *Agric. For. Meteorol.* 149 (10), 1628–1645.

Brouder, S.M., Volenc, J.J., 2008. Impact of climate change on crop nutrient and water use efficiencies. *Physiol. Plant.* 133 (4), 705–724.

Claverie, M., 2012. Estimation spatialisée de la biomasse et des besoins en eau des cultures à l'aide de données satellitaires à haute résolution spatiale et temporelle: application aux agrosystèmes du Sud-Ouest de la France.

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. *Agric. For. Meteorol.* 148 (6–7), 821–838.

Dolman, A.J., Noilhan, J., Durand, P., Sarraz, C., Brut, A., Piguet, B., Butet, A., Jarosz, N., Brunet, Y., Loustau, D., Lamaud, E., Tolk, L., Ronda, R., Miglietta, F., Gioli, B., Magliulo, V., Esposito, M., Gerbig, C., Rner, S., Glademard, P., Ramonet, M., Ciais, P., Neininger, B., Hutjes, R.W.A., Elbers, J.A., Macatangay, R., Schrems, O., rez-Landa, G., Sanz, M.J., Scholz, Y., Facon, G., Ceschia, E., Béziat, P., 2006. The CarboEurope regional experiment strategy. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 87 (10), 1367–1379.

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 CO_2 -flux tower measurements. *Global Biogeochem. Cycles* 17 (2), 401–416.

Grelle, A., Lindroth, A., 1996. Eddy-correlation system for long-term monitoring of fluxes of heat, water vapour and CO_2 . *Global Change Biol.* 2, 297–307.

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., 2002. Advantages of diffuse radiation for terrestrial ecosystem productivity. *J. Geophys. Res.* 107 (D6, 4050), 2–1–2–23.

Hibberd, J.M., Sheehy, J.E., Langdale, J.A., 2008. Using C_4 photosynthesis to increase the yield of rice-rationale and feasibility. *Curr. Opin. Plant Biol.* 11, 228–231.

Hirasawa, T., Hsiao, T.C., 1999. Some characteristics of reduced leaf photosynthesis at midday in maize growing in the field. *Field Crops Res.* 62, 53–62.

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. *Agric. For. Meteorol.* 149 (9), 1410–1420.

Iio, A., Fukasawa, H., Nose, Y., Kakubari, Y., 2004. Stomatal closure induced by high vapour pressure deficit limited midday photosynthesis at the canopy top of *Fagus crenata* Blume on Naeba mountain in Japan. *Trees* 18, 510–517.

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, 104 pp.

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. *Agric. For. Meteorol.* 149 (6–7), 1168–1178.

Karam, F., Lahoud, R., Masaad, R., Kabalan, R., Breidi, J., Chalita, C., Roupheal, Y., 2007. Evapotranspiration, seed yield and water use efficiency of drip irrigated sunflower under full and deficit irrigation conditions. *Agric. Water Manage.* 90 (3), 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 (1), 17–24.

Katerji, N., Mastroianni, M., Rana, G., 2008. Water use efficiency of crops cultivated in the Mediterranean region: review and analysis. *Eur. J. Agron.* 28 (4), 493–507.

Kersteins, G., 1996. Cuticular water permeability and its physiological significance. *J. Exp. Bot.* 47 (305), 1813–1832.

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. *Agric. For. Meteorol.* 113 (1–4), 97–120.

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. *Agric. Water Manage.* 89 (1–2), 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 Prod. Sci.* 11 (2), 161–170.

Medrano, H., Flexas, J., Galmés, J., 2009. Variability in water use efficiency at the leaf level among Mediterranean plants with different growth forms. *Plant Soil* 317 (1), 17–29.

Moncrieff, J.B., Malhi, Y., Leuning, R., 1997. A system to measure surface fluxes of momentum, sensible heat, water vapour and carbon dioxide. *J. Hydrol.* 188–189, 589–611.

Moore, C.J., 1986. Frequency response corrections for eddy correlation systems. *Bound.-Layer Meteorol.* 37 (1–2), 17–35.

Moureux, C., Debacq, A., Bodson, B., Heinesch, B., Aubinet, M., 2006. Annual net ecosystem carbon exchange by a sugar beet crop. *Agric. For. Meteorol.* 139 (1–2), 25–39.

Pala, M., Ryan, J., Zhang, H., Singh, M., Harris, H.C., 2007. Water-use efficiency of wheat-based rotation systems in a Mediterranean environment. *Agric. Water Manage.* 93 (3), 136–144.

Passioura, J., 2006. Increasing crop productivity when water is scarce – from breeding to field management. *Agric. Water Manage.* 80 (1–3), 176–196.

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 Biol.* 12, 294–310.

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. *Agric. For. Meteorol.* 148 (11), 1848–1859.

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., Grünwald, 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 Biol.* 13 (3), 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 Biol.* 11 (9), 1424–1439.
- 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., 2006. Comparing simple respiration models for eddy flux and dynamic chamber data. *Agric. For. Meteorol.* 141 (2–4), 219–234.
- 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. *Eur. J. Agron.* 28 (3), 273–281.
- Scanlon, Kustas, 2010. Partitioning carbon dioxide and water vapor fluxes using correlation analysis. *Agric. For. Meteorol.* 150, 89–99.
- Sinclair, T.R., Tanner, C.B., Bennett, J.M., 1984. Water-use efficiency in crop production. *BioScience* 34 (1), 36–40.
- Singer, J.W., Heitman, J.L., Hernandez-Ramirez, G., Sauer, T.J., Prueger, J.H., Hatfield, J.L., 2010. Contrasting methods for estimating evapotranspiration in soybean. *Agric. Water Manage.* 98, 157–163.
- 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., 2010. Supplementing eddy covariance measurements for assessing the net ecosystem carbon balance of croplands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 302–315.
- 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. *Agric. For. Meteorol.* 130 (3–4), 269–281.
- Steduto, P., Katerji, N., Puertos-Molina, H., Ünlü, 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 Res.* 54 (2–3), 221–234.
- Steiner, J.L., Hatfield, J.L., 2008. Winds of change: a century of agroclimate research. *Agron. J.* 100 (Suppl. 3), 132–152.
- Suyker, A.E., Verma, S.B., 2010. Coupling of carbon dioxide and water vapor exchanges of irrigated and rainfed maize–soybean cropping systems and water productivity. *Agric. For. Meteorol.* 150, 553–663.
- Suyker, A.E., Verma, S.B., 2008. Interannual water vapor and energy exchange in an irrigated maize-based agroecosystem. *Agric. For. Meteorol.* 148 (3), 417–427.
- 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. *Agric. For. Meteorol.* 124 (1–2), 1–13.
- Tambussi, E.A., Bort, J., Araus, J.L., 2007. Water use efficiency in C3 cereals under Mediterranean conditions: a review of physiological aspects. *Ann. Appl. Biol.* 150 (3), 307–321.
- Turner, N.C., Schulze, E.-D., Gollan, T., 1984. The response of stomata and leaf gas exchange to vapor pressure deficits and soil water content. I. Species comparison at high soil water contents. *Oecologia* 63, 338–342.
- 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.
- 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. *Agric. Water Manage.* 93 (3), 99–108.

Annexe 4



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Remote Sensing of Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/rse

Maize and sunflower biomass estimation in southwest France using high spatial and temporal resolution remote sensing data

Martin Claverie*, Valérie Demarez, Benoît Duchemin, Olivier Hagolle, Danielle Ducrot, Claire Marais-Sicre, Jean-François Dejoux, Mireille Huc, Pascal Keravec, Pierre Béziat, Remy Fieuzal, Eric Ceschia, Gérard Dedieu

CESBIO, Unité mixte CNES-CNRS-IRD-UPS, 18, avenue Edouard Belin, 31401 Toulouse Cedex 4, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 2 August 2011

Received in revised form 6 April 2012

Accepted 7 April 2012

Available online xxxx

Keywords:

High spatial and temporal resolution remote sensing data

Formosat-2

Multitemporal green area index

Dry aboveground biomass

Crop model

Light-use efficiency

LUE

Maize

Sunflower

ABSTRACT

The recent availability of high spatial and temporal resolution (HSTR) remote sensing data (Formosat-2, and future missions of Venus and Sentinel-2) offers new opportunities for crop monitoring. In this context, we investigated the perspective offered by coupling a simple algorithm for yield estimate (SAFY) with the Formosat-2 data to estimate crop production over large areas. With a limited number of input parameters, the SAFY model enables the simulation of time series of green area index (GAI) and dry aboveground biomass (DAM). From 2006 to 2009, 95 Formosat-2 images (8 m, 1 day revisit) were acquired for a 24×24 km² area southwest of Toulouse, France. This study focused on two summer crops: irrigated maize (*Zea mays*) and sunflower (*Helianthus annuus*). Green area index (GAI) time series were deduced from Formosat-2 NDVI time series and were used to calibrate six major parameters of the SAFY model. Four of those parameters (partition-to-leaf and senescence function parameters) were calibrated per crop type based on the very dense 2006 Formosat-2 data set. The retrieved values of these parameters were consistent with the in situ observations and a literature review. Two of the major parameters of the SAFY model (emergence day and effective light-use efficiency) were calibrated per field relative to crop management practices. The estimated effective light-use efficiency values highlighted the distinction between the C4 (maize) and C3 (sunflower) plants, and were linked to the reduction of the photosynthesis rate due to water stress. The model was able to reproduce a large set of GAI temporal shapes, which were related to various phenological behaviours and to crop type. The biomass was well estimated (relative error of 28%), especially considering that biomass measurements were not used for the calibration. The grain yields were also simulated using harvest index coefficients and were compared with grain yield statistics from the French Agricultural Statistics for the department of Haute-Garonne. The inter-annual variation in the simulated grain yields of sunflower was consistent with the reported variation. For maize, significant discrepancies were observed with the reported statistics.

© 2012 Elsevier Inc. All rights reserved.

1. Introduction

Soil carbon sequestration has been identified by the Intergovernmental Panel on Climate Change as one of the options for the mitigation of greenhouse gases (Hutchinson et al., 2004). Agricultural lands cover approximately 35% of the land surfaces and through photosynthesis and biomass production, agriculture can act as carbon sinks (Ceschia et al., 2010; Kutsch et al., 2010). However, many factors impact photosynthesis, including crop type, crop management practices, soil properties and climate. Thus, crop production is highly variable in both space and time. This variability should be quantified to improve the management of agricultural lands and to refine regional carbon balance estimates.

Land surfaces have been studied for many years using remote sensing reflectances and vegetation indices (Asrar et al., 1984; Baret & Guyot, 1991; Basso et al., 2001; Bastiaanssen et al., 2000; Duchemin et al., 2008a; Faivre et al., 2004; Moulin et al., 1998; Pinter et al., 2003; Scotford & Miller, 2005). Crop fields of South-West of France are often of small size and they experience high temporal dynamics due to plant growth and management practices (soil tillage, sowing, irrigation and harvest). Remote sensing satellites providing high frequency observations at a high spatial resolution are thus well designed to monitor cropping systems. Until recently, high spatial and temporal resolutions have not been attainable because of technological limitations. Currently, the Formosat-2 Taiwanese satellite has the unique capability of taking daily images at 8 m spatial resolution with a constant viewing angle (Chern et al., 2006). The high temporal resolution of the monodirectional Formosat-2 data allows the acquisition of very accurate surface reflectances and vegetation indices time series (Hagolle et al., 2008, 2010).

Previously, only a small number of agro-meteorological studies have been performed using both high spatial and temporal resolution images

* Corresponding author at: Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère, Address: CESBIO, 18 Avenue Edouard Belin, 31401 Toulouse Cedex 4, France. Tel.: +33 561558543; fax: +33 561558500.

E-mail address: martin.claverie@gmail.com (M. Claverie).

with constant viewing angles such as Formosat-2 data. Duchemin et al. (2008a) have presented a preliminary evidence of the usefulness of such data for land use mapping and agricultural water management for wheat crops in Morocco. Numerous studies (Bsaibes et al., 2009; Courault et al., 2008; Fieuzal et al., 2011; Hadria et al., 2010) have shown its utility for capturing the spatiotemporal variability of two key biophysical variables: albedo and green leaf area index. Hadria et al. (2009) have demonstrated the convenience of this type of data for the detection of agricultural operations such as ploughing or irrigation at the beginning of the cropping season. In this study, we analysed the potential for the use of high spatial and temporal resolution images to provide regular estimates of crop production over large areas. We used Formosat-2 data in combination with a simple algorithm for yield estimate (SAFY, Duchemin et al., 2008b).

Crop models were originally designed to simulate crop growth on agricultural fields where soil, climate and agricultural practices were well known and spatially homogeneous. They have been used in a wide range of agro-environmental issues. However, the application of crop models over large areas is still challenging because the soil properties, the climatic variables and the agricultural practices are highly variable in space and time (Boote et al., 1996; Faivre et al., 2004; Moulin et al., 1998; Wit de et al., 2005). In confronting this challenge, we have distinguished three categories of crop models:

- i) Complex models that simulate a large set of agro-environmental variables through the description of numerous coupled phenological and physiological processes, such as photosynthesis, respiration, evapotranspiration and nitrogen uptake (e.g., AFRC-WHEAT2, CERES, Sirius, SUCROS2, STICS, SWHEAT, see Jamieson et al., 1998 and Brisson et al., 2003 for reviews). These models require a large number of parameters and input data. This information may be available during scientific experiments, or it may be available from some farmers at a local scale, but it is generally not available over large areas.
- ii) In contrast, very simple models calculate biomass as an empirical sum of vegetation indices derived from remote sensing observations (Dong et al., 2003; Tucker & Sellers, 1986; Wessels et al., 2006). These models are all based on the light-use efficiency (LUE) theory (Monteith, 1977). These models are uncomplicated to parameterise over large areas using time series of remote sensing data with low spatial resolution data acquired at 10-day or monthly intervals. They provide estimates of net primary production for natural ecosystems such as forests (e.g., Dong et al., 2003) or grasslands (e.g., Loseen et al., 1995; Prince, 1991; Tucker et al., 1983; Wylie et al., 1991). However, these models appear less suited for crop monitoring because they do not accurately account for crop type and management (Faivre et al., 2004).
- iii) The third category of crop models gathers the descriptions of the main biophysical processes (biomass accumulation, leaf partition, leaf senescence,...) and empirical parameterisations. These models combine the LUE theory with a simulation of the successive plant phenological stages. This semi-empirical approach, in which the number of formalisms and parameters is limited, enables studies over larger areas. Maas (1993) has demonstrated the value of such a model for simulating time series of leaf area index and dry aboveground biomass for maize and wheat crops. Lobell et al. (2003) and Liu et al. (2010), who worked on the combination of such semi-empirical models and remote sensing data, have underlined the need for high temporal and spatial resolution satellite data to improve model predictions.

The SAFY model (Duchemin et al., 2008b) belongs to this third category of semi-empirical models. It was specifically designed for large-scale studies because it describes the main biophysical processes using climatic data. Previous studies have shown that the SAFY model,

once calibrated with green leaf area index time series, resulted in accurate estimates of dry aboveground biomass for irrigated wheat cultivated in semi-arid regions (Duchemin et al., 2008a; Fieuzal et al., 2011; Hadria et al., 2009).

The objective of this study was to evaluate the coupling between high spatial and temporal resolutions remote sensing data with a simple crop model to estimate crop production at regional scale. An example is shown using Formosat-2 images combined with the SAFY model applied to sunflower (*Helianthus annuus*) and maize (*Zea mays*) in southwest France. The experiment was performed during four successive agricultural seasons (2006–2009) with a focus on maize and sunflower crops, which are the two dominant summer crops cultivated in the southwest of France. Time series of Formosat-2 observations were used to calibrate parameters of the SAFY model over a region covering approximately 600 km². Evaluation of the model used an in situ data set collected from 2006 to 2009 and regional grain yield statistics.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study area is a 24×24 km² area located near Toulouse, in southwest France (1°10' E, 43°27' N, Fig. 1). The climate is temperate continental with hot (daily mean temperature approximately 22.5 °C) and dry (38 mm/month of rainfall) summers. Arable lands cover up to 60% of the study area, of which 40% is cultivated during summer, predominantly with irrigated maize (grain and silage) and sunflower crops. The southeastern and the western parts of the study area are hilly landscapes with small fields (approximately 10 ha); the centre of the study area, near the Garonne River, is nearly flat with larger fields (approximately 25 ha).

In the study area, maize fields are sown from mid-April to beginning of June, and last until September–October. Most of maize fields are irrigated during hottest month (July and August). Sunflower fields are sown from end of March to end of June and are mainly non-irrigated.

2.2. Field data

The study was performed during from 2006 to 2009 on maize and sunflower crops. Four types of in situ data were measured: the dry aboveground biomass (DAM), the specific leaf area (SLA), the green area index (GAI) and the fraction of absorbed photosynthetically active radiation (FAPAR). The DAM and the SLA were estimated with a destructive method. The GAI and the FAPAR were estimated from hemispherical photographs.

The main characteristics of the field measurements are shown in Fig. 1 and Table 1. Two protocols were used to collect the data:

(i) Transect sampling protocol: the measurements of DAM were performed from 2006 to 2008 along two transects crossing the field. This protocol was applied in two fields belonging to the CarboEurope-IP Regional experiment (Dolman et al., 2006). These two fields are hereafter referred to as “Lamothe” and “Auradé”. They belong to an experimental farm managed by the Purpan Engineering School and to a farmers association (<http://www.agriculteurs-aurade.fr/>). Thirty plants were harvested 6 to 9 times per growing season (Table 1). For each plant, leaf biomasses were measured independently and leaf areas were measured using a planimeter (Licor 3100 Lincoln Inc., Nebraska) in order to derive the specific leaf area (SLA).

(ii) Elementary sampling unit (ESU) protocol: the measurements of DAM, GAI and FAPAR were performed within a 20 m sided square area. Eleven fields located near the “Lamothe” farm were sampled (back squares in Fig. 1 and Table 1). These fields are hereafter referred to as the ESU fields. The locations of the ESUs were recorded with a GPS. GAI and FAPAR were measured in 2008 using digital

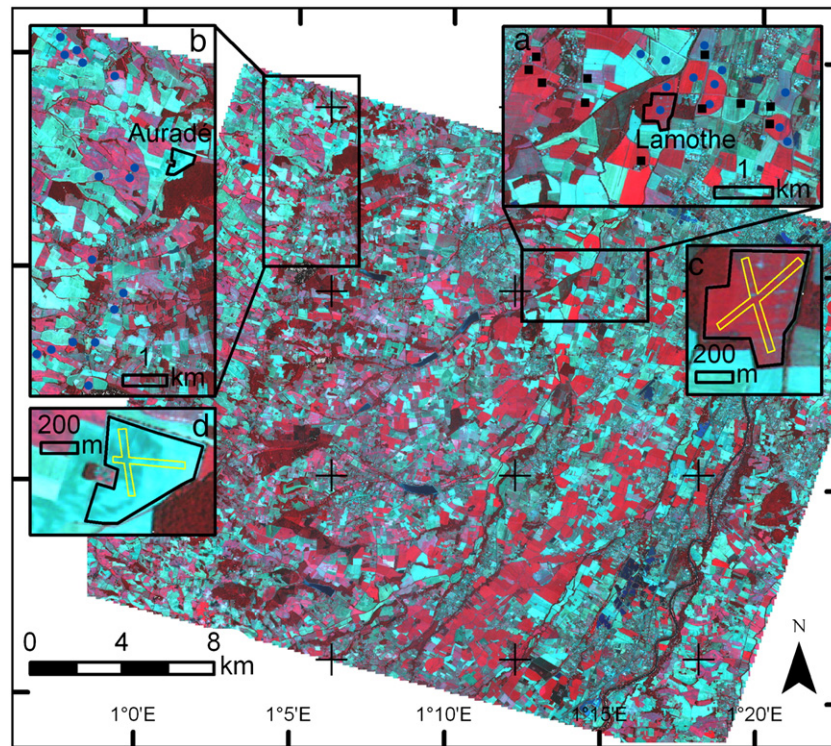


Fig. 1. The study area as observed in a Formosat-2 image in July 2008. The areas where field data were collected are shown in a) and b) frames; the black symbols indicate the locations of the elementary sampling units (11 ESUs near Lamothe), and the blue disks indicate the fields for which the farmers provided grain yield data (12 fields near Lamothe, 16 fields near Auradé). The so-called Lamothe (frame c) and Auradé (frame d) fields (delimited with black lines) are experimental fields that belong to the CarboEurope-IP experiment; biomass measurements were performed along transects (in yellow). Black crosses indicate the SAFRAN meteorological grid. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

hemispherical photographs (DHPs). Each ESU was sampled with 13 DHPs applying the VALERI spatial sampling protocol (<http://w3.avignon.inra.fr/valeri>). The in situ data were collected 7 to 10 times during the growing season, yielding to 23 GAI and FAPAR estimations for maize and 19 for sunflower (Table 1). The DAM was estimated from 10 plants collected near the ESUs in 2008 and 2009, leading to 14 DAM estimations for maize and 11 for sunflower. In 2009, only one biomass measurement was performed per ESU during the growing season.

The concept of green area index (GAI, Baret et al., 2010) corresponds to the photosynthetically active plant area without organ distinctions. It is related to FAPAR and can be derived from DHPs. In our study, the DHPs were taken with a Nikon CoolPix 8400 camera equipped with a FC-E8 fisheye lens. The camera was put at the top of a pole to keep the viewing direction (looking downward) and the canopy-to-sensor distance constant (~1.5 m) throughout the growing season. This protocol allowed the reduction of errors in the directional gap fraction estimates and thus in the FAPAR and GAI

estimates (Demarez et al., 2008). The DHP were processed using CAN-EYE V5 (<http://www4.paca.inra.fr/can-eye>), which provides estimates of the daily FAPAR and of the “effective” and “true” GAI (Baret et al., 2010; Demarez et al., 2008). In this study, we used the effective GAI ($GAI_{eff,CAN-EYE}$), which is highly correlated with remote sensing observations and the daily FAPAR ($FAPAR_{daily,CAN-EYE}$).

In addition to these measurements, several farmers provided grain yield estimates for maize (4 estimates) and sunflower (37 estimates) for 12 fields located near Lamothe and for 16 fields located near Auradé (blue disks in Fig. 1).

2.3. Meteorological data

Meteorological data were generated by the mesoscale atmospheric analysis system SAFRAN, which is operational at Météo-France (Durand et al., 1993). Among other variables, SAFRAN simulates air temperature at 2 m above the ground (T_a), incoming global radiation (R_g) and precipitation (P) based on a combination of measurements (weather stations) and modelling. The data are available every 6 h over a grid with an 8 km spatial resolution (plus symbols in Fig. 1).

The SAFRAN meteorological variable data were processed to compute daily mean T_a and cumulated daily R_g and P for each Formosat-2 pixel (8 m) of the study area. The spatial oversampling was performed using a bilinear spatial interpolation.

The evaluation performed by Quintana-Segui et al. (2008) all over the France have shown that R_g (RRMSE = 60%) and T_a (RRMSE = 13%) are accurately estimated by SAFRAN, while the accuracy of P was found lower (RRMSE = 100%), especially in mountainous areas.

The analysis of the meteorological variables over the Formosat-2 footprint revealed differences between the years. The driest and hottest years were 2006 and 2009; the cumulated daily precipitation for the summer growing season, from DoY (day of year) 125 to 250, was 147 mm in 2006 and 152 mm in 2009, whereas it reached

Table 1

In situ measurements data description, including crop type, year of in situ measurements, and number of data collected for GAI, FAPAR and DAM. The sampling scheme is given in the two last columns: ESU (with the number of sampled field under bracket) or transect (Lamothe and Auradé). GAI and FAPAR were estimated from hemispherical photographs and DAM was estimated from destructive measurements.

Crop type	Year	GAI/FAPAR	DAM
Maize	2006		Lamothe: 6
	2008	ESU (3): 23	ESU (1): 9 Lamothe: 6
Sunflower	2009		ESU (5): 5
	2007		Auradé: 7
	2008	ESU (2): 19	ESU (2): 9
	2009		ESU (2): 2

248 mm in 2008 and 273 mm in 2007. The cumulated air temperature during the same period was approximately 2570 °C in 2006 and 2009 and approximately 2370 °C in 2007 and 2008.

2.4. Formosat-2 data

Formosat-2 is a high spatial (8 m) and temporal (daily revisit time) resolution satellite with four spectral bands (488, 555, 650 and 830 nm) and a 24 km field of view (Chern et al., 2006). Formosat-2 takes images at a constant viewing angle. Ninety-five images were taken of our study area from 2006 to 2009 (Fig. 2). In 2006, the images were scheduled at a high priority level with a nominal time step of 3 days. The 2006 data set contained 51 images, including 27 images that were almost totally cloud-free. After 2006, only images with a cloud cover less than 20% were purchased. Thus, 14 images were available in 2007, 11 images in 2008 and 19 in 2009. In 2008, no cloud-free images were available from February 11 to June 19.

All of the Formosat-2 images were pre-processed for geometric, radiometric and atmospheric corrections and the filtering of clouds and shadows (Hagolle et al., 2008, 2010). This processing resulted in surface reflectances images and associated cloud-masks. The absolute location accuracy was 0.4 pixels, i.e., 3.2 m (Baillarin et al., 2008), which is quite satisfactory with respect to both the field and ESU sizes.

2.5. Land cover

Maize and sunflower were identified using classification and segmentation methods applied to Formosat-2 surface reflectances images. This processing was performed each year using all images acquired from January to December. The classification method was performed using a fuzzy contextual algorithm of the Iterative Conditional Mode type based on a Markovian model (Idbraid, 2009). The segmentation algorithm was based on a watershed method (Fjortoft et al., 1999) and led to homogenous units (called HU hereafter), corresponding to homogenous radiometric zones. The parameters used for the segmentation were chosen such that the agricultural fields were split in the case of high intra-field variability. As a result, an agricultural field corresponded to one or several HU (see Fig. 3). Only HU larger than 640 m² (10 Formosat-2 pixels) and covered by a minimum of 80% of either maize or sunflower pixels were considered in this study.

Each year, this processing provided 40 land use classes, from which maize (grain and silage) and sunflower were extracted. The analysis of the mapped HU showed that:

- (i) Sunflower and maize crops covered approximately 21% of the study area.
- (ii) Maize was primarily cultivated in the centre of the Formosat-2 images, near the Garonne River. It covered approximately 7700 ha in 2006, 6500 ha in 2007, 7400 ha in 2008 and 6600 ha in 2009. The maize crops were segmented into HU of 2 ha on average. Approximately 95% of these HU were identified as grain maize, the remaining 5% being silage maize.

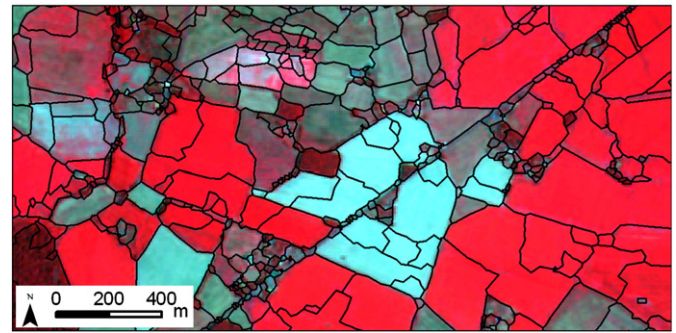


Fig. 3. Map of delimitation of Homogenous Unit (black lines). The background corresponds to a Formosat-2 image in July 2008, displayed using a false colour composite.

- (ii) Sunflower was cultivated throughout the study area and was dominant over the hill landscapes at the eastern and western part of the study area. Sunflower crops covered approximately 6300 ha in 2006, 5100 ha in 2007, 7200 ha in 2008 and 7200 ha in 2009. Sunflower was segmented into smaller HU than maize of approximately 0.7 ha on average. This was expected as sunflower crops were not irrigated and were often cultivated on hills. Thus, these crops exhibited a higher intra-field variability due to the variation in soil properties and water availability.

2.6. Time series of Green Area Index (GAI)

Many studies have demonstrated the link between spectral vegetation indices (e.g., NDVI, SAVI and EVI) derived from remote sensing observations and the green leaf area index (e.g., Colombo et al., 2003; Duchemin et al., 2006; Myneni & Williams, 1994; Walthall et al., 2004; Weiss et al., 2002). In our study, the green area index ($GAI_{eff,F2}$) was estimated from the Formosat-2 images using the NDVI and the following exponential relationship (Eq. (1)):

$$GAI_{eff,F2} = k_1 \times e^{k_2 \times NDVI} - k_3 \quad (1)$$

The coefficients of Eq. (1) were estimated using the minimisation of the root mean square error (RMSE) between $GAI_{eff,CAN-EYE}$ estimated from the DHPs from the ESUs and $GAI_{eff,F2}$ estimated from Eq. (1). The $GAI_{eff,CAN-EYE}$ measurements taken more than 4 days after or before the Formosat-2 acquisitions were eliminated from the data set. The NDVI- $GAI_{eff,CAN-EYE}$ scatterplot is presented in Fig. 4. A single relationship (the black line in Fig. 4) was used for both crops (coefficients $k_1 = 0.35$, $k_2 = 2.86$, $k_3 = 0.24$ in Eq. (1)). The RMSE between $GAI_{eff,CAN-EYE}$ and $GAI_{eff,F2}$ was equal to 0.38 m².m⁻² and the relative RMSE (RRMSE) was equal to 20%. The formulation of the equation differed from more commonly used logarithmic formulation. Nevertheless, the current formulation fitted correctly with the in situ measurements of effective GAI. With the current set of coefficients, the GAI estimate could not

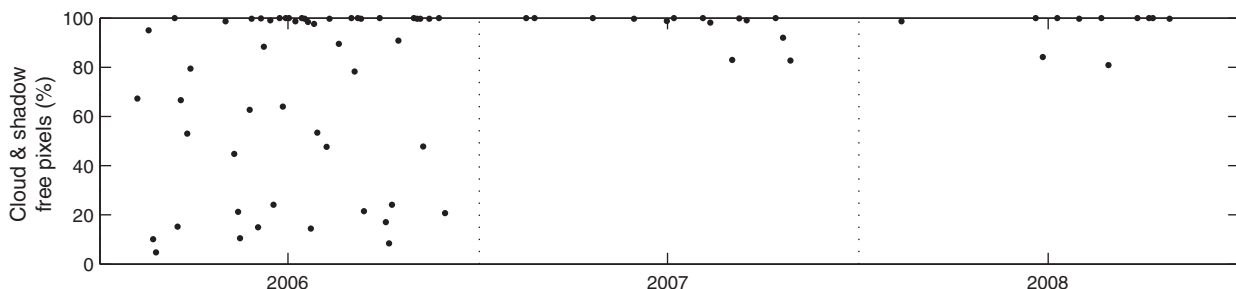


Fig. 2. Dates of acquisition of the Formosat-2 images with the corresponding percentage of cloud-free and shadow-free pixels. Thick black lines represent the standard summer crop-growing period (day of year 125 to 250).

exceed $5.9 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$, which was sufficient as it corresponded to effective GAI.

This relationship was then applied to all Formosat-2 pixels. This processing resulted in a time series of effective Formosat-2 GAI (called hereinafter GAI_{F2}), which were spatially averaged over the HU labelled as maize (silage or grain) and sunflower. During the calculation, all of the data with cloudy or shadowed pixels were excluded.

2.7. Calibration of the SAFY model

The simple algorithm for yield estimates (SAFY) is a daily time step model that simulates time series of leaf area index and dry aboveground biomass from the air temperature and the global incoming radiation. An overview of the model is provided in Appendix A; a full description is available in Duchemin, Maisongrande, Boulet and Benhadj (2008).

The model was parameterised for each HU labelled as maize (silage or grain) or sunflower using meteorological data derived from SAFRAN. The thirteen parameters of the SAFY model are listed in Table 2. Initial values were put based on a literature review and field measurements for eight parameter and the six major parameters, identified by Duchemin, Maisongrande, Boulet and Benhadj (2008), were calibrated using time series of green area index derived from Formosat-2 images (GAI_{F2}).

2.7.1. Calibration of parameters through literature review and field measurements

The common value of 0.48 was used for the climatic efficiency (Varlet-Grancher et al., 1982). As in Duchemin et al. (2008b), the initial dry aboveground biomass was set arbitrarily to correspond with a GAI of $0.1 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$.

The three critical temperature values ($T_{\min}$, $T_{\max}$, T_{opt} , Eq. (3) in Appendix A) and the degree of the polynomial function (β) that defines the stress temperature function for each crop were obtained from Drouet and Pages (2003) and from the STICS website (http://www.avignon.inra.fr/agroclim_stics/).

The light-extinction coefficient (k_{ext}) was computed by inverting Beer's law (Eq. (5) in Appendix A) using the fraction of absorbed photosynthetically active radiation ($\text{FAPAR}_{\text{daily,CAN-EYE}}$) and the effective green area index ($\text{GAI}_{\text{eff,CAN-EYE}}$) from CAN-EYE. The specific leaf area (SLA) was estimated from measurements of leaf biomass and leaf area done at Lamothe in 2006 (maize) and at Auradé in 2007 (sunflower). Only measurements before the maximum GAI were considerate.

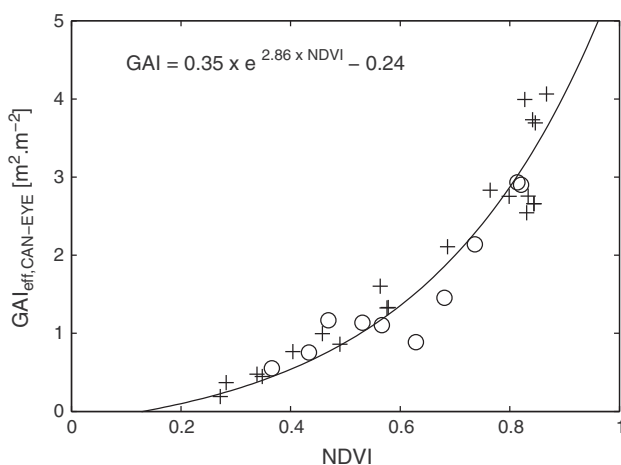


Fig. 4. Exponential law (black line) between the effective green area index ($\text{GAI}_{\text{eff,CAN-EYE}}$) and Formosat-2 NDVI. $\text{GAI}_{\text{eff,CAN-EYE}}$ were collected per ESU and NDVI were averaged on a 3×3 pixels windows centred on the ESU. Pluses and circles indicate maize and sunflower crops, respectively.

Table 2

List of the SAFY input parameters and initial values estimated from the literature for ε_c , $T_{\min}$, T_{opt} , $T_{\max}$, β and DAM_0 , from measurements of K_{ext} and SLA from the calibration procedure for the crop specific (Pl_a , Pl_b , Rs , Stt) and field specific (D_0 , ELUE) parameters.

Parameter type and name	Notation	Unit	Range	Grain maize	Silage maize	Sunflower
Constant (literature)						
Climatic efficiency	ε_c	–		0.48 ^a	0.48 ^a	0.48 ^a
Initial dry aboveground mass	DAM_0	$\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$		4.2	4.2	6.9
Temperature for growth [minimal, optimal, maximal]	$T_{\min}$, T_{opt} , $T_{\max}$	$^{\circ}\text{C}$		[8 30 45] ^b	[8 30 45] ^b	[8 28.5 42] ^c
Polynomial degree	β	–		2	2	3
Constant (measured)						
Light-interception coefficient	K_{ext}	–		0.63	0.63	0.63
Specific leaf area	SLA	$\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$		0.024	0.024	0.012
Calibrated (crop-specific)						
Partition-to-leaf function: par a	Pl_a	–	[0.05 0.5]	0.35	0.34	0.13
Partition-to-leaf function: par b	Pl_b	–	[10^{-5} 10^{-2}]	0.0026	0.0027	0.0033
Rate of senescence	Rs	$^{\circ}\text{C} \cdot \text{day}$	[0 10^5]	7410	457	5787
Temperature sum for senescence	Stt	$^{\circ}\text{C}$	[0 2000]	1028	1002	713
Calibrated (field-specific)						
Day of plant emergence	D_0	DoY	[90 250]			
Effective light-use efficiency	ELUE	$\text{g} \cdot \text{MJ}^{-1}$	[0.5 6]			

^a Varlet-Grancher et al. (1982).

^b Drouet and Pages (2003).

^c Stics website (http://www.avignon.inra.fr/agroclim_stics/).

2.7.2. Calibration of parameters based on remote sensing data

The remaining parameters (Pl_a , Pl_b , Stt , Rs , D_0 and ELUE) were all retrieved using GAI_{F2} time series derived from Formosat-2 images. To limit compensation during the optimisation procedure (see Duchemin et al., 2008b), we classified the parameters in two groups: crop-specific and field-specific parameters. Two corresponding phases were used for the calibration. The methodology of the calibration is described in the Fig. 5. The four crop specific parameters (Pl_a , Pl_b , Stt , Rs), which constrain the shape of the GAI_{F2} time course, were calibrated, on phase 1, separately for sunflower, grain maize and silage maize. The two field specific parameters (D_0 and ELUE) were calibrated, on phase 2, for each HU.

Prior to the calibration procedure, a delimitation of the growing period was needed (Fig. 6). The day of maximum GAI_{F2} (DoY 218 in Fig. 6) was first identified. Then, the algorithm seeks backward and forward from this day to determine the starting (DoY 156 in Fig. 6) and ending (DoY 288 in Fig. 6) of the growing period. The GAI_{F2} values that did not belong to the identified growing period were excluded (plus symbols in Fig. 6).

The calibration of SAFY was then performed by minimising the Root Mean Square Error (RMSE) between the “cleaned” GAI_{F2} time series and the GAI simulated by SAFY. The minimisation procedure was based on an adapted version of the simplex method (Lagarias et al., 1998), which was run 50 times with a random determination of initial values to avoid stops in local minima. Intervals of acceptable values were defined for each parameter (Table 2). These intervals were constant for all of the parameters except the date of emergence, for which the interval was established independently for each HU to plus or minus 20 days around the start of the growing period.

The crop-specific parameters were estimated, on phase 1 of the calibration (see Fig. 5), using the 2006 Formosat-2 data set. This data set was preferred as it contained a high number of images regularly distributed during the whole growing season. This led to 6032 GAI_{F2}

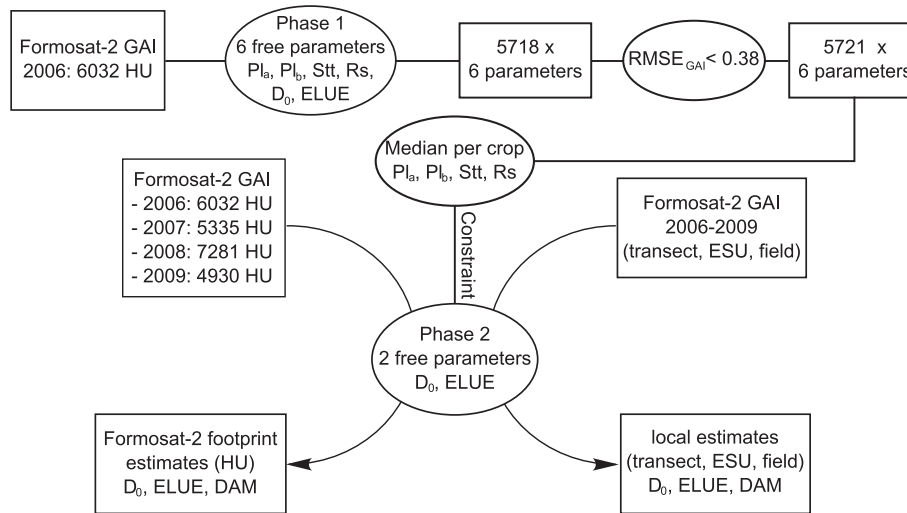


Fig. 5. Description of the two phases of the calibration. Phase 1 and 2 describe the calibration of the crop-specific parameters and the field-specific parameters, respectively.

time series computed from the HU. Depending on the HU, 18 to 28 cloud-free images were available from May to September. HU with maximum GAI_{F2} less than $1 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ or that lead to RMSE superior to $0.38 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ were not kept in our analysis as they were considered to be incorrectly classified. However, an important set (5721) of crop-specific parameters (Pl_a , Pl_b , Stt , Rs) was available for each crop: 1980 for grain maize, 97 for silage maize and 3644 for sunflower. A median value was then computed for each crop and used on phase 2 of the calibration (see Fig. 5) to estimate the field-specific parameters (D_0 and $ELUE$). They were estimated per year and per different spatial units (fields, transect and ESU) to allow comparison with in situ data. The minimisation procedure of phase 2 was based on a regular simplex method because there is no compensation between these two parameters (Duchemin et al., 2008b).

3. Results and discussion

In this section, results of the calibration and the validation are discussed. The two parameters, estimated from in situ measurements

are first discussed. The parameters, estimated from the GAI_{F2} are then described: crop-specific (Pl_a , Pl_b , Stt and Rs) and field-specific ($ELUE$ and D_0). Finally, the validations at local and regional scales are described in the two last sections.

3.1. Light-extinction coefficient and Specific Leaf Area

Fig. 7 displays the relationship between the fraction of absorbed photosynthetically active radiation ($FAPAR_{\text{daily,CAN-EYE}}$) and the effective green area index ($GAI_{\text{eff,CAN-EYE}}$). A single relationship was used for both crops. The best agreement was obtained using a light-extinction coefficient (K_{ext}) of 0.63 (see Eq. (5) in Appendix A). The RMSE between $FAPAR$ derived from this relationship and $FAPAR_{\text{daily,CAN-EYE}}$ was 0.033.

The relationship between the leaf area and leaf mass is displayed in Fig. 8. These two variables were linearly related. SLA values corresponding to the slopes of the relationships (Fig. 8) were used in the SAFY simulations: $0.012 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ for sunflower and $0.024 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ for maize.

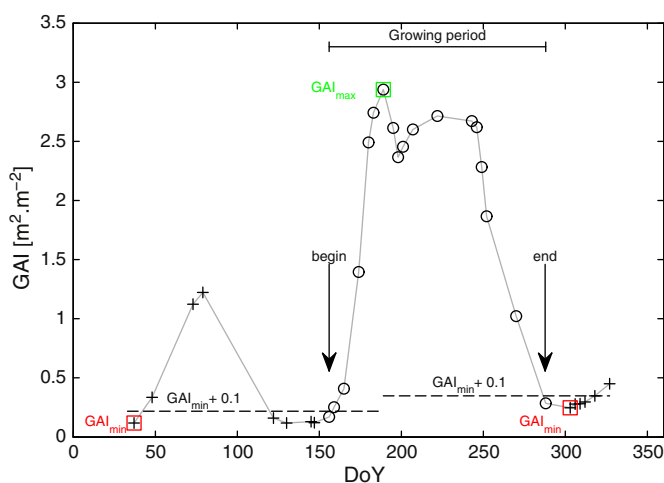


Fig. 6. Example of the delimitation of the growing season on a Formosat-2 GAI time series for maize. The dashed line indicates the normal law fitted on the GAI time series. The maximum GAI is framed in green and the two minimum GAI (from each side) are framed in red. The horizontal dashed lines indicate the bare soil thresholds used to detect the start and the end of the growing period. Circles and crosses indicate, respectively, selected and non-selected data acquired within the growing period. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

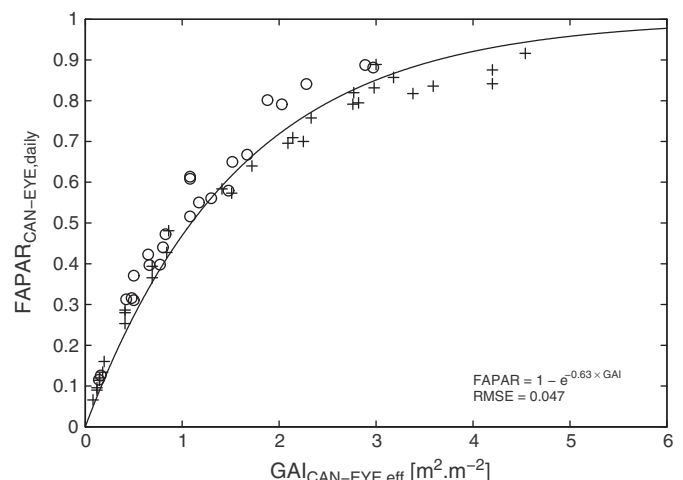


Fig. 7. Relationship between the daily fraction of absorbed photosynthetically active radiation ($FAPAR_{\text{daily,CAN-EYE}}$) and effective green area index ($GAI_{\text{eff,CAN-EYE}}$) derived from the hemispherical photographs. Pluses and circles indicate maize and sunflower crops, respectively.

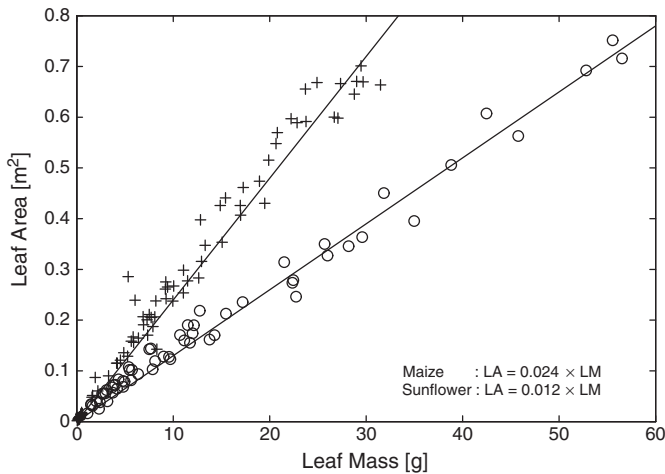


Fig. 8. Relationship between leaf area (LA) and leaf mass (LM) estimated from destructive measurements. Pluses and circles indicate maize and sunflower crops, respectively. The slopes of the solid lines correspond to the SLA ($\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$) values.

3.2. Crop-specific parameters

Fig. 9 shows the box and whiskers plots of the distributions of the crop specific parameters (Pl_a , Pl_b , Stt and Rs) for maize (grain: M and silage: SM) and sunflower (SF) based on phase 1 of the calibration applied on the 5721 HU of the 2006 Formosat-2 data set. Their median values are reported in Table 2 and the distributions appeared very scattered. As previously suggested by Duchemin et al. (2008b), part of this scattering may be due to parameter compensations occurring during the minimisation procedure. The parameters appeared more scattered for sunflower than for maize likely because sunflower crops, that are not irrigated, are much more sensitive to the spatial distribution of rainfall and to soil water content than maize. They thus exhibited larger variations in the GAI_{F2} time series.

“Typical” maize (grain and silage) and sunflower GAI_{F2} time series computed from three HU of the 2006 Formosat-2 data set are plotted on Fig. 10. The analysis of Figs. 9, 10 and Table 2 revealed that significant information could be derived from the distributions of the crop specific parameters:

- The dry aboveground biomass allocated to the leaf at plant emergence ($1 - Pl_a$) was 65% for grain maize, 66% for silage maize and 84% for sunflower (Fig. 9). These values were consistent with the ratios of the leaf mass to the dry aboveground biomass derived from *in situ* measurements at the beginning of the agricultural season, which were 75% for maize (Lamothe in 2006) and 83% for sunflower (Auradé in 2007).
- No significant difference was observed between the grain and silage parameters, except the rate of senescence (Rs in Table 2), which was approximately 15 times higher for silage maize. This very high rate of senescence for silage maize corresponded with the sudden drop of GAI_{F2} due to harvesting as illustrated in Fig. 10. Silage maize is used to feed animals and thus it is harvested earlier than grain maize, when grain humidity reaches 80%.
- Senescence began earlier for sunflower than for maize. The threshold of cumulated temperature to initiate senescence was estimated to be 70% lower for sunflower than for maize (Stt in Table 2). This difference is well illustrated in the GAI_{F2} time series (Fig. 10) and was previously shown by Andrade (1995).

3.3. Field specific parameters

The cumulated distribution of the effective light-use efficiency (ELUE) and the emergence dates (D_0) estimated for the sunflower and maize crops of the Formosat-2 footprint are presented in Fig. 11 (a to d). Numbers of HU used to compute the cumulated distribution are shown in the Fig. 11 (a and b). The cumulated distributions of the maximum GAI (GAI_{max}), the rainfall and the temperature stress factor are also plotted (Fig. 11 e to j). The rainfall was cumulated from 30 days before emergence to senescence. The temperature stress factor corresponds to the average of the F_T function (Eq. (3) in Appendix A) from emergence to senescence.

The median value of the ELUE averaged over the four years was $3.3 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ for maize (Fig. 11a) and $2.0 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ for sunflower (Fig. 11b). The SAFY model thus appeared adequate to reproduce the basic difference in photosynthetic rate between maize (C4 plant) and sunflower (C3 plant). The ELUE values for sunflower increased from 2006 to 2008 in relation with increasing values of GAI_{max} (Fig. 11f). A similar positive correlation was observed between the median values of cumulated rainfall (Fig. 11g) and GAI_{max} . This reveals that the lack of rainfall, inducing water stresses, reduced the GAI_{max} values leading thus

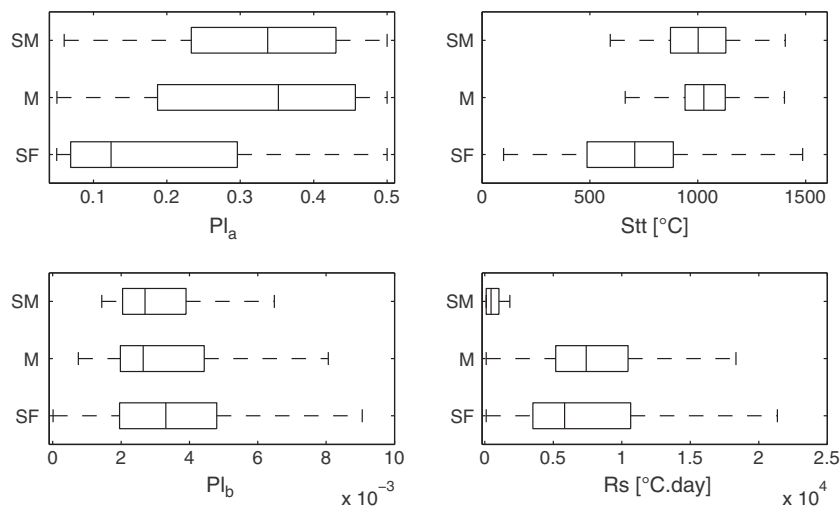


Fig. 9. Distributions of crop-specific parameters of maize (grain: M and Silage: SM) and sunflower (SF) based on phase 1 of the calibration applied on the 5721 HU of the 2006 Formosat-2 data set (1980 for grain maize, 97 for silage maize and 3644 for sunflower). Lower and upper quartiles and median values are presented. The whiskers (lines extending from each end of the boxes) show the extent of the rest of the data, excluding outliers (not shown).

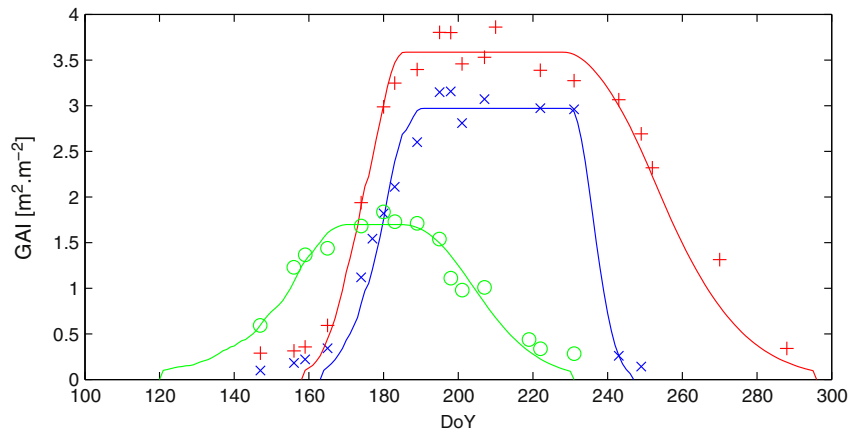


Fig. 10. Example of three 2006 Formosat-2 GAI time series. Red pluses, blue crosses and green circles indicate grain maize, silage maize and sunflower, respectively. Full lines show the SAFY simulations. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

to low ELUE values. In contrast, the maize inter-annual variation of GAI_{max} and thus ELUE were not related to the rainfall. This is consistent as maize is irrigated to avoid water stress. On the contrary, GAI_{max} values of maize are more related to temperature stresses factor (F_T , Fig. 11i). Two groups were highlighted: 2006/2009 (high F_T and high GAI_{max}) and 2007/2008 (low F_T and low GAI_{max}). In 2009, the GAI_{max} (Fig. 11e) values were similar to those of 2006 despite lower temperatures inducing higher temperature stress factors (Fig. 11i). However, the ELUE values were higher in 2009. Indeed, as GAI values were similar in 2009 and 2006, the calibration procedure lead to highest

ELUE values in 2009 (Fig. 11a) to compensate the limiting effect of low temperatures. The same trend was observed when comparing 2007 and 2008. These results revealed that: (i) the GAI_{max} and ELUE seem to be a good indicator of water stresses for non-irrigated sunflower; (ii) the combination ELUE/ GAI_{max} seem to be a good indicator of temperature stresses for irrigated maize.

The emergence dates (D_0) were also significantly different between maize (Fig. 11c) and sunflower (Fig. 11d). For maize, the median value was stable over the years and was approximately 164 (June, 13). The plant emergence always occurred within a limited time period; each

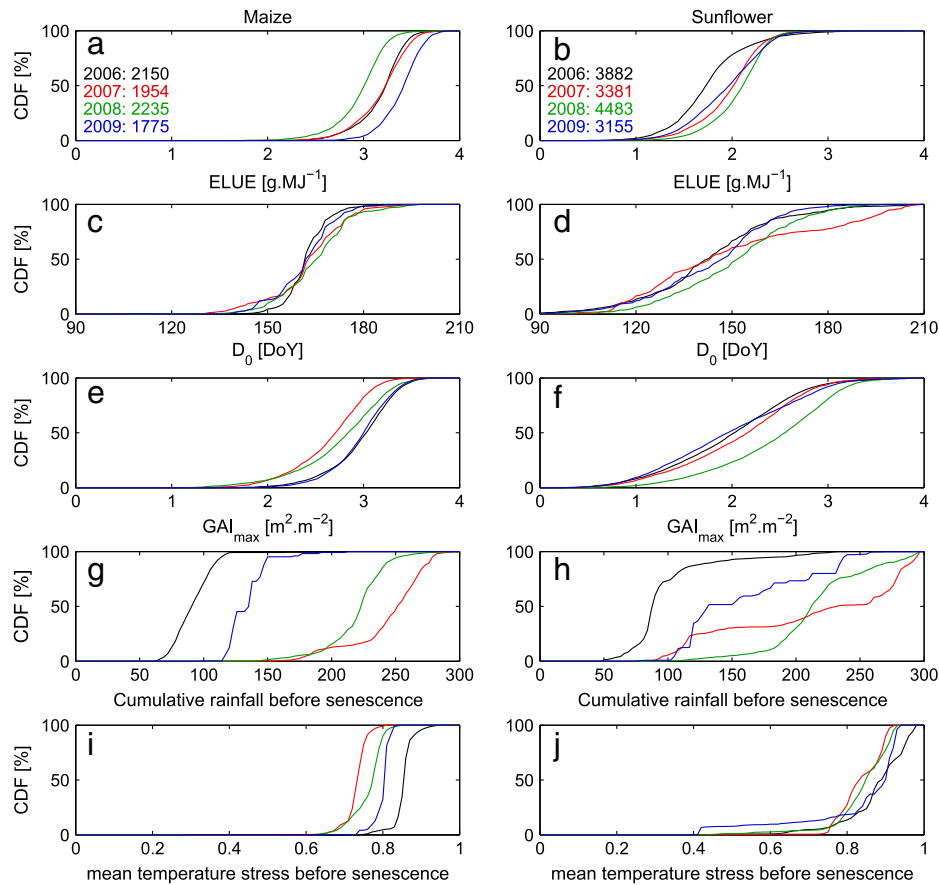


Fig. 11. Cumulative distribution function (CDF) of ELUE (a and b), D_0 (c and d) and maximum GAI (GAI_{max} , e and f) simulated for maize (left column) and sunflower (right column) in 2006 (black), 2007 (red), 2008 (green) and 2009 (blue) over the whole Formosat-2 footprint. The rainfall (g and h) was cumulated from 30 days before emergence to the start of the senescence. The mean temperature stress (i and j) was cumulated from emergence to the start of the senescence. The amount of data used is shown in a and b. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

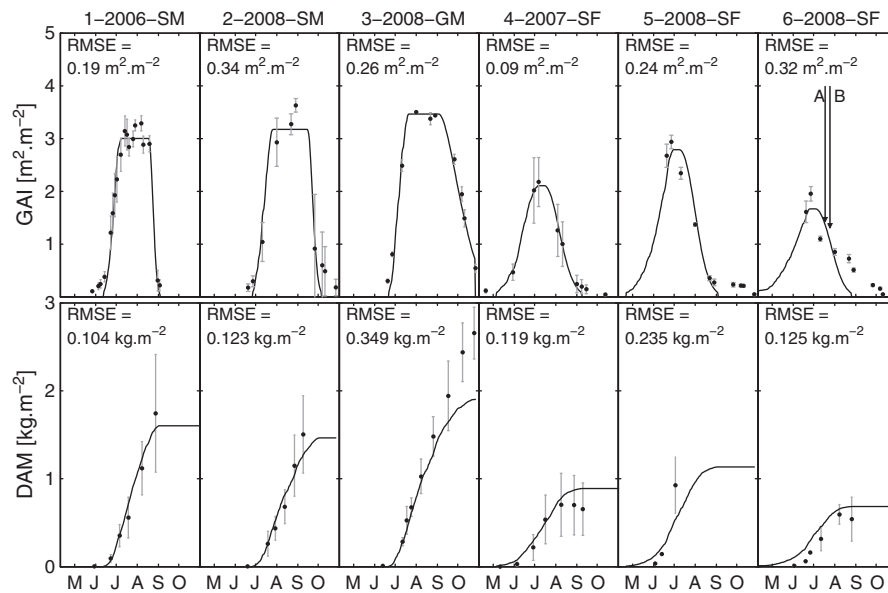


Fig. 12. Green area index (GAI) and dry aboveground mass (DAM) simulated (lines) and measured (disks) over 6 experimental fields for the period 2006–2008. M: maize, SM: silage maize and SF: sunflower. Grey error bars on GAI and DAM correspond to the standard deviation computed from the pixels (GAI) and the measurements (DAM) performed either over the transects (cases 1, 2 and 4) or the ESUs (case 3, 5 and 6). A and B, mentioned for case 6, refer to the hemispherical photographs shown in Fig. 13.

year, 90% of all of the D_0 values were within ± 15 days of the annual median value. For sunflower, D_0 was more variable and 90% of the D_0 values were within ± 45 days of the annual median value. This was consistent with the crop managements as maize is irrigated contrary to sunflower. Sunflower crops are thus more sensitive to rainfall occurrences and soil properties leading to higher spatial and temporal variability.

3.4. Evaluation of the simulated GAI and DAM time series at local scale

A quantitative evaluation of the model was performed by comparing the dry aboveground biomass (DAM) simulated by SAFY with those estimated from field measurements. The spatial pattern used for the validation corresponded to the pixels of the footprint of in situ data: transect, ESU and field. The model was calibrated using the GAI_{F2} time series averaged over the pixels that encompassed transects (sunflower at Auradé in 2007 and maize at Lamothe in 2006 and 2008), over a 3×3 pixel window centred on the ESUs (2008 and 2009) or over the pixels that encompassed fields where grain yields were collected. The

GAI_{F2} and DAM time series from 2006 to 2008 resulting from this processing are displayed in Fig. 12.

The analysis of the simulated GAI time series confirmed that the SAFY model was able, after calibration, to reproduce the large set of GAI_{F2} time series. The maximum GAI_{F2} values of maize were quite low ($< 3.5 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$), which is expected as effective values are proven to underestimate destructive values. This underestimation could reach 30% for the maize and 16% for the sunflower as shown by Demarez et al. (2008). The continuous GAI increase during leaf growth appeared to be accurately reproduced for all of the crops. The difference observed in the time duration of maximal GAI between the sunflower and the maize is also well reproduced. Finally, the GAI decrease during the senescence period was correctly simulated for all crops except for the sunflower crop in 2008 (case 6, Fig. 12); the observed sudden decrease was not simulated by the SAFY model. Hemispherical photographs (Fig. 13) taken in 2008 on July 17 and 24 (referred to as A and B in Fig. 12) revealed that the NDVI and GAI decrease corresponded with flowering.

The temporal dynamics of DAM were correctly reproduced in most of cases. Most of the simulated values ranged within the

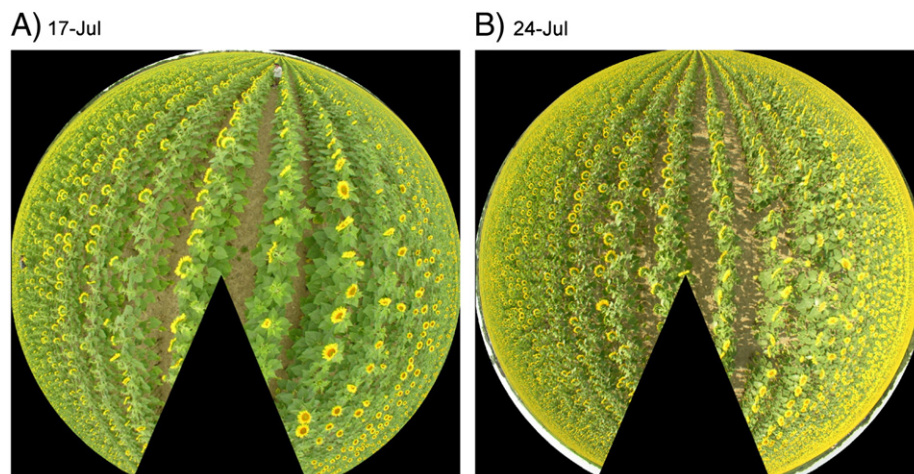


Fig. 13. Hemispherical photographs taken in 2008 on July 17 (A) and July 24 (B) over the ESUs corresponding to case 6 of Fig. 12.

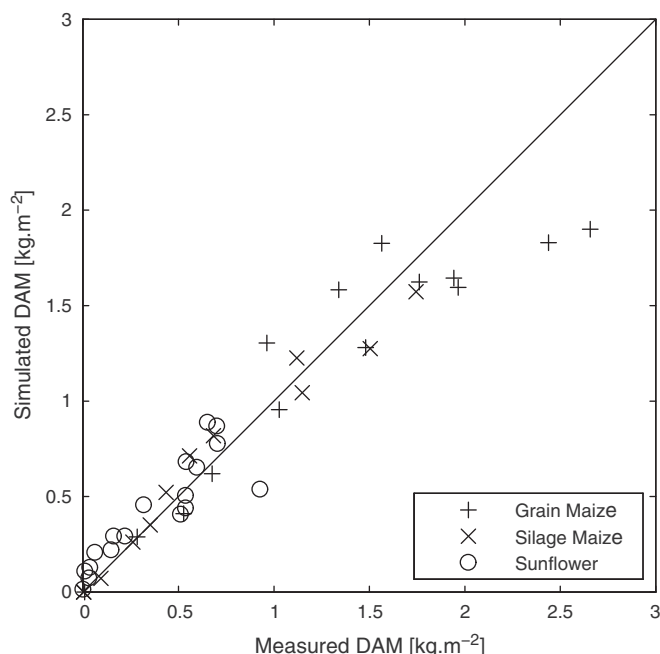


Fig. 14. Comparison between the simulated and measured dry aboveground mass (DAM) over all of the experimental fields for the period 2006–2009.

averages plus or minus the standard deviation of the field measurements. However, some discrepancies were noted:

(i) In 2008, the maximum DAM produced by the grain maize (case 3, Fig. 12) was underestimated by approximately 29% in relative terms. The deviation may be explained by the lack of consideration of an increase of the light use efficiency (LUE) allocated to shoot biomass at the end of the cycle, due to the cessation of root growth. At the opposite, the simulated LUE ($F_T \times ELUE$) decreases from September as the air temperature decreases, suggesting that F_T is overestimated. If F_T is removed, the maximum DAM would be underestimated by approximately 17% in relative terms.

(ii) Contrary to the maize, the maximum DAM produced by sunflower (cases 4 and 6 in Fig. 12) were overestimated. The maximum dry aboveground biomass was unfortunately not measured for case 5. Recent work by Lecoœur et al. (2011) performed with similar sunflower varieties showed that ELUE decreases from the flowering phase, probably in favour of lipids production. The slight decrease in DAM observed before senescence in the measured biomass was due to measurement errors.

The global comparison between simulated and measured DAM from 2006 to 2009 is presented on Fig. 14 and Table 3. There is a good agreement between simulations and field measurements, with a high correlation ($r^2 = 0.92$, p -value < 0.001), almost no bias (-0.02 kg.m^{-2}) and an error (RMSE) of 0.21 kg.m^{-2} . The correlation is higher for silage maize ($r^2 = 0.96$; RRMSE = 11%) than for grain maize ($r^2 = 0.86$; RRMSE = 26%) and sunflower ($r^2 = 0.78$; RRMSE = 39%). The global accuracy of simulations (RRMSE = 28% on Fig. 14) was satisfactory considering that the most sensitive parameters of the model were only

Table 3

Statistics derived from the comparison of the SAFY simulated and the measured dry aboveground mass (DAM).

	Maize	Sunflower	All crops
N	26	18	44
RMSE (kg.m^{-2})	0.252	0.145	0.215
RRMSE (%)	24.67	39.11	28.44
Bias (kg.m^{-2})	-0.070	0.049	-0.021
r^2	0.91	0.78	0.92

calibrated with remote sensing observations. This accuracy was comparable to that of studies using more complex models with a large in situ data set. They found accuracy of 14% and 32% for maize using SWATRER-SUCROS and CERES (Xevi et al., 1996), 16% using STICS (Brisson et al., 2002) and 23% using EPIC (Cabelguenne et al., 1999). An accuracy of 21% was found for sunflower using EPIC (Cabelguenne et al., 1999).

The SAFY model was also run for fields for which farmers provided grain yields. The in situ grain yields were compared with the maximum simulated DAM (Fig. 15). The data for sunflower were highly scattered. This was partially due to the overestimations of the SAFY biomass and partially due to uncertainties in the in situ grain yields. For maize, too few measurements were available to exhibit a trend. Despite these limitations, a mean harvest index (HI) was computed for each crop as the ratio of in situ grain yields to the maximum DAM. This index was 0.48 for grain maize and 0.25 for sunflower. The HI calculated for maize appeared consistent with those from previous experimental or modelling studies; Cabelguenne et al. (1999) reported a value of 0.5. Due to the SAFY biomass overestimation, the HI calculated for sunflower was very low compared with the in situ values given by Casadebaig (2008), which varied between 0.35 and 0.45.

3.5. Evaluation of the simulated DAM and grain yield over the Formosat-2 footprint

The distributions of the maximum aerial dry biomass ($\text{DAM}_{\max}$) estimated over the whole Formosat-2 footprint are presented in Fig. 16. For sunflower, the maximum DAM values (Fig. 16b) were reached during the wettest year (2008, Fig. 11h). In 2007, despite the strong rainfall, the $\text{DAM}_{\max}$ values were not as high as in 2008. In 2007, we noticed that the period of emergence was quite long, up to 200 days (Fig. 11d). This was due to heavy rains during the spring, which limited plant emergence, particularly in clay soils, and thus limited the crop production. For maize, the highest maximum DAM values were reached during the hottest years (Fig. 11i).

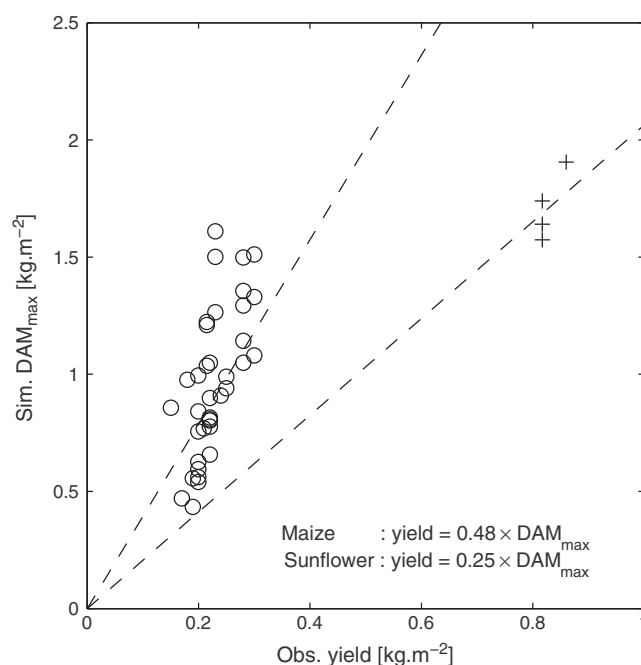


Fig. 15. Relationship between simulated maximum dry aboveground mass ($\text{DAM}_{\max}$) and grain yields in 2006, 2007 and 2008, provided by farmers for 28 maize (+) and sunflower (o) crops. The slopes of the dashed lines correspond to the mean harvest index.

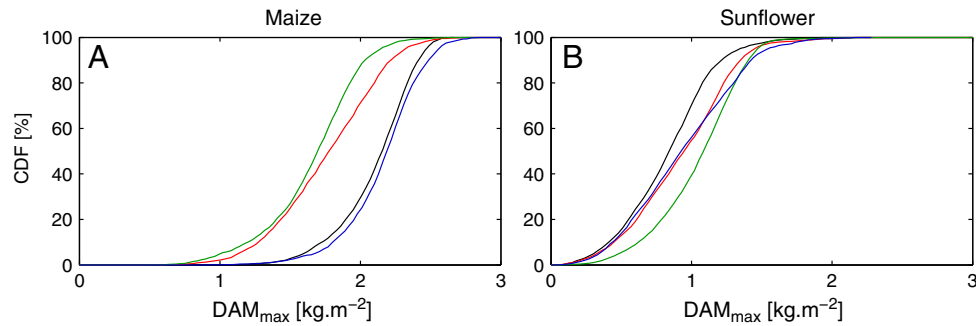


Fig. 16. Cumulative distribution function (CDF) of maximum dry aboveground mass (DAM_{max}) simulated for maize (A) and sunflower (B) in 2006 (black), 2007 (red), 2008 (green) and 2009 (blue) over the entire Formosat-2 footprint. The amount of data used is shown in Fig. 11 a and b. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

The DAM_{max} values averaged over four years were equal to approximately $19.5 t \cdot ha^{-1}$ for maize and $9.6 t \cdot ha^{-1}$ for sunflower. The grain yields calculated from these averaged DAM_{max} values using the harvest index previously estimated (0.48 for maize and 0.25 for sunflower) were $10.1 t \cdot ha^{-1}$ for maize and $2.4 t \cdot ha^{-1}$ for sunflower and were in agreement with the values given by the French Agricultural Statistics for the whole department of Haute-Garonne, which were $10.2 t \cdot ha^{-1}$ for maize and $2.3 t \cdot ha^{-1}$ for sunflower (Fig. 17, Agreste, 2011). The accuracy of the sunflower grain yield estimation was due to compensation between the overestimated biomass and the underestimated harvest index. Nevertheless, the inter-annual variations of the estimated sunflower grain yields were highly correlated with the reported statistics ($r = 0.97$, p -value < 0.03 , Fig. 17). The lowest simulated grain yields were found in 2006 which was the driest year (Fig. 11h) like in the reported statistics; the highest simulated grain yields were found in 2008 which was the wettest year like in the reported statistics.

In contrast with sunflower, the inter-annual variation in the maize grain yields did not match the reported grain yield statistics ($r = -0.81$, Fig. 17). The lowest simulated grain yields were found in 2008, which was the year with the highest reported grain yields. The highest simulated grain yields were estimated for 2009, which had the lowest reported grain yields. As discussed previously, there was a clear effect of temperature on maize leaf and biomass production. We may notice that the reported statistics are given for the entire department of Haute-Garonne, which covers an area much larger than the Formosat-2 footprint. In contrast with the sunflower crops, which are mainly located in the northern part of the department, the maize crops are distributed throughout the department, which

exhibits a strong spatial gradient in air temperatures. The mean air temperatures were cumulated during the growing period using the SAFRAN data. They varied from $2419 ^\circ C$ (in 2007) to $2646 ^\circ C$ (in 2006) in the northern part of the department and from $2001 ^\circ C$ (in 2007) to $2202 ^\circ C$ (in 2006) in the southern part of the department. The differences observed in cumulative temperature between the northern and the southern part of the department could reach $400 ^\circ C$. The Formosat-2 footprint was located in the northern part of the department with a cumulative air temperature varying from $2353 ^\circ C$ (in 2007) to $2600 ^\circ C$ (in 2006). Thus, the SAFY simulations performed over the maize crops were considered to not be representative of the entire department of Haute-Garonne and thus unfortunately not comparable with the reported statistics.

4. Conclusion

In this study, we evaluated the combined use of high spatial and temporal resolutions remote sensing data and a simple crop model to estimate maize and sunflower crops production. A semi-empirical crop model (SAFY, Duchemin et al., 2008b) was calibrated with high temporal and spatial resolution Formosat-2 data available from 4 years (2006 to 2009). The results revealed that the high temporal frequency of the 2006 Formosat-2 time series appeared to be mandatory to calibrate 4 of the 13 parameters of the SAFY model (Pl_a , pl_b , Stt and Rs), which are crop dependent. Once calibrated, these parameters were used to calibrate effective light-use efficiency (ELUE) and emergence dates (D_0), and to simulate biomass from 2006 to 2009. From 2007 to 2009, fewer images were available, but the method remained robust because it relied on the pre-calibration

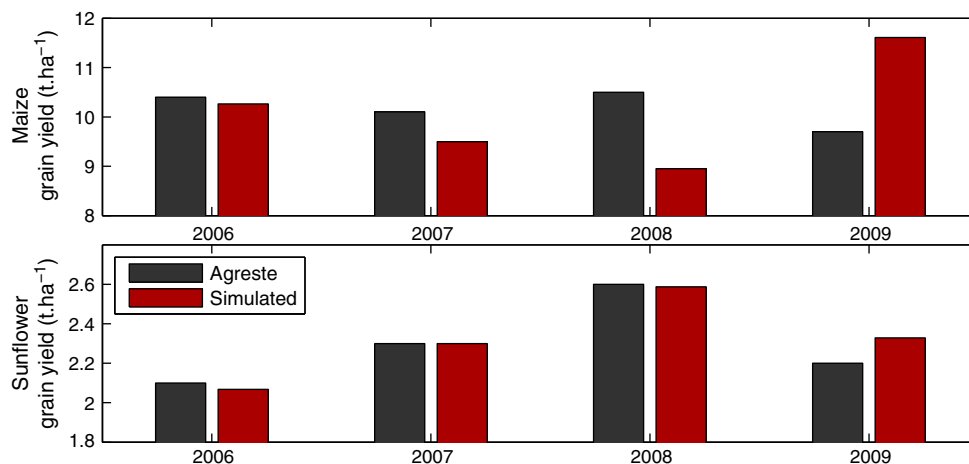


Fig. 17. Comparison of the four-year grain yield (in $t \cdot ha^{-1}$) obtained from Agreste (2011) for the French department of Haute-Garonne and the yield simulated for the study area.

of the phenological parameters using the 2006 high temporal resolution data set. Analysis of the ELUE values showed that the SAFY model was able to reproduce the basic difference in photosynthetic rate between maize (C4 plant) and sunflower (C3 plant). The results also showed that the maximum GAI_{F2} value was a good indicator of the canopy water stress for non-irrigated crops such as sunflower. The simulation of D_0 revealed higher temporal variability for non-irrigated crops. The SAFY model was also able to reproduce the temporal variability of GAI_{F2} shape and dry aboveground biomass through the 4 studied years. The errors retrieved from the comparison between destructive sampling and simulated biomass were consistent ($RMSE = 0.22 \text{ kg.m}^{-2}$; $RRMSE = 29\%$) in comparison with the values given by authors who used more complex models. However, this approach faced some limitations. First, the use of the 2006 Formosat-2 data set to calibrate phenological parameters (Pl_a , pl_b , Stt and Rs) might be a potential source of error. Indeed, the unusual hot at dry meteorological conditions of 2006 could impact the values of the calibrated parameters and, thus, the estimations of biomasses. An analysis of the optimal dataset combining optimal FORMOSAT-2 time series and representative meteorological conditions should be further investigated. Secondly, in the SAFY model, the ELUE is constant all over the phenological cycle, which could lead to errors in the dry aboveground biomass estimations especially during the senescence phase as shown by [Lecoeur et al. \(2011\)](#) for sunflower. A temporal variation of ELUE after flowering might be investigated.

Finally, inter-annual variation in grain yields over the entire Formosat-2 data set of images ($24 \times 24 \text{ km}^2$) was estimated using maize and sunflower and compared with grain yield statistics given by the French Agricultural Statistics for the entire department of Haute-Garonne (6300 km^2). The SAFY model was able to correctly reproduce the inter-annual variation in the grain yield of sunflower ($r^2 = 0.89$). In contrast, the inter-annual variation of maize grain yield was not correctly reproduced because of the lack of spatial representativeness of our simulations. Indeed, contrary to the sunflower crops, the FORMOSAT-2 footprint was not representative of the maize behaviours encountered over the whole department.

This study demonstrates the great potential for the use of high spatial and temporal resolution remote sensing data for large-scale crop monitoring. Future satellite missions such as Venus ([Dedieu et al., 2006](#)) and Sentinel-2, which will provide high spatial and temporal resolution images with a 4/5 days revisiting period and with a high number of spectral bands (12/13 spectral bands), will offer new perspectives for such applications.

Acknowledgements

This work was made possible through the support of the European Commission (FEDER Interreg IVa program, ref POCTEFA 08/34, Fluxpyr), the French Ministry in Charge of Research (“Réseau Terre et Espace”), 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 the farmers of Auradé and Lamothe and to Michel Gay from E.I. Purpan for granting and facilitating our access to their fields. We also express gratitude to Eric Martin from CNRM-GAME (Météo France) for providing the SAFRAN meteorological data. We finally would like to thank Marie Weiss and Frédéric Baret from EMMAH (INRA Avignon) for the support on CAN-EYE software. Special thanks to our technical staff: Hervé Gibrin, Nicole Ferroni and Bernard Marciel.

Appendix A. Overview of the SAFY model

The simple algorithm for yield estimates (SAFY, [Duchemin et al., 2008b](#)) is a daily time-step model that simulates time series of leaf area index (LAI) and dry aerial mass (DAM) from the air temperature

(T_a) and the global incoming radiation (R_g). The simulations begin on the plant emergence day (D_0). D_0 depends on agricultural practices (in particular sowing date and depth) and on the pedoclimatic conditions and constrains the phase of the LAI time course.

Daily DAM production (Δ_{DAM}) is calculated through the approach of [Monteith \(1977, Eq. \(2\)\)](#) using an effective light-use efficiency (ELUE), a daily temperature stress factor (F_T) and the daily photosynthetically active radiation absorbed by plants (APAR). The ELUE expresses the conversion of the APAR into DAM. It is supposed to account for all agri-environmental stresses, such as water and nitrogen supplies, except for temperature. It constrains the amplitude of the GAI time course. The temperature stress function is a classical Polynomial (Eq. (3)) of β Degree defined by an optimal daily mean air temperature (T_{opt}) for maximum crop functioning and two extreme temperatures (T_{min} and T_{max}) beyond which the plant growth stops (after [Brisson et al., 2003](#)). The APAR (Eq. (4)) is computed using the daily incoming global radiation (R_g), the climatic efficiency (ε_c) and the fraction of the photosynthetically active portion of solar radiation absorbed by green plants (FAPAR). In the SAFY model, the FAPAR is estimated using Beer's law (Eq. (5)), where k_{ext} defines the light-extinction coefficient ([Monsi and Saeki, 1953](#)).

$$\Delta_{DAM} = ELUE \cdot F_T(T_a) \cdot APAR \quad (2)$$

$$F_T(T_a) = \begin{cases} 1 - \left(\frac{T_{opt} - T_a}{T_{opt} - T_{min}} \right)^\beta & \text{if } T_{min} < T_a < T_{opt} \\ 1 - \left(\frac{T_{opt} - T_a}{T_{opt} - T_{max}} \right)^\beta & \text{if } T_{max} > T_a > T_{opt} \\ 0 & \text{if } T_a < T_{min} \text{ OR } T_a > T_{max} \end{cases} \quad (3)$$

$$APAR = FAPAR \times \varepsilon_c \times R_g \quad (4)$$

$$FAPAR = 1 - e^{-k_{ext} \times LAI} \quad (5)$$

During plant growth, a fraction of the daily plant DAM production is partitioned to the dry leaf biomass. This fraction is calculated using the partition-to-leaf function Pl (Eq. (6), after [Maas, 1993](#)), which varies from 0 to 1. Pl is a function of the daily air temperature cumulated from plant emergence (SMT: sum of temperature, Eq. (7)) and two parameters: Pl_a and Pl_b . It should be noted that $(1 - Pl_a)$ defines the rate of biomass allocation to leaves at plant emergence. Daily leaf mass production ($\Delta_{DAM} \times Pl$) is converted into daily leaf area growth (Δ_{LAI}^+) based on the specific leaf area (SLA, Eq. (8)). Leaf senescence (Δ_{LAI}^-) begins when the SMT reaches a given threshold (Stt , sum of temperature for senescence). It is modelled by a function (Eq. (9)) based on the rate of senescence coefficient (Rs). The LAI is updated from the balance of Δ_{LAI}^+ and Δ_{LAI}^- (Eq. (10)).

$$Pl = 1 - Pl_a e^{Pl_b \times SMT} \quad (6)$$

$$SMT = \sum_{D_0}^t (T_a - T_{min}) dt \quad (7)$$

$$\text{If } Pl > 0, \Delta_{LAI}^+ = \Delta_{DAM} \cdot Pl \cdot SLA \quad (8)$$

$$\text{if } SMT > Stt, \Delta_{LAI}^- = LAI \frac{SMT - Stt}{Rs} \quad (9)$$

$$LAI_t = LAI_{t-1} + \Delta_{LAI}^+ - \Delta_{LAI}^- \quad (10)$$

References

Agreste (2011). *La statistique Agricole*. Ministère de l'agriculture et de la pêche, <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr>, last access: May 2011

- Andrade, F. H. (1995). Analysis of growth and yield of maize, sunflower and soybean grown at Balcarce, Argentina. *Field Crops Research*, 41, 1–12.
- Asrar, G., Fuchs, M., Kanemasu, E. T., & Hatfield, J. L. (1984). Estimating absorbed photosynthetic radiation and leaf-area index from spectral reflectance in wheat. *Agronomy Journal*, 76, 300–306.
- Baillarin, S., Gignol, P., & O.H. (2008). Atomic Registration of optical images, a stake for future missions: application to ortho-rectification, time series and mosaic products. 2008 *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, vols. 1–8. (pp. 928–931).
- Baret, F., de Solan, B., Lopez-Lozano, R., Ma, K., & Weiss, M. (2010). GAI estimates of row crops from downward looking digital photos taken perpendicular to rows at 57.5 degrees zenith angle: Theoretical considerations based on 3D architecture models and application to wheat crops. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150, 1393–1401.
- Baret, F., & Guyot, G. (1991). Potentials and limits of vegetation indexes for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35, 161–173.
- Basso, B., Ritchie, J. T., Pierce, F. J., Braga, R. P., & Jones, J. W. (2001). Spatial validation of crop models for precision agriculture. *Agricultural Systems*, 68, 97–112.
- Bastiaanssen, W. G. M., Molden, D. J., & Makin, I. W. (2000). Remote sensing for irrigated agriculture: examples from research and possible applications. *Agricultural Water Management*, 46, 137–155.
- Boote, K. J., Jones, J. W., & Pickering, N. B. (1996). Potential uses and limitations of crop models. *Agronomy Journal*, 88, 704–716.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., et al. (2003). An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18, 309–332.
- Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeau, J., Nicoulaud, B., Tayot, X., et al. (2002). STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie*, 22, 69–92.
- Bsaibes, A., Courault, D., Baret, F., Weiss, M., Oliso, A., Jacob, F., et al. (2009). Albedo and LAI estimates from FORMOSAT-2 data for crop monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 113, 716–729.
- Cabelguenne, M., Debaeke, P., & Bouniols, A. (1999). EPICphase, a version of the EPIC model simulating the effects of water and nitrogen stress on biomass and yield, taking account of developmental stages: Validation on maize, sunflower, sorghum, soybean and winter wheat. *Agricultural Systems*, 60, 175–196.
- Casadebaig, P. (2008). *Analyse et modélisation des interactions génotype - environnement - conduite de culture : Application au tournesol (helianthus annuus)*. Ph.D. thesis, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Ceschia, E., Beziat, P., Dejoux, J. F., Aubinet, M., Bernhofer, C., Bodson, B., et al. (2010). Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 363–383.
- Chern, J. S., Wu, A. M., & Lin, S. F. (2006). Lesson learned from FORMOSAT-2 mission operations. *Acta Astronautica*, 59, 344–350.
- Colombo, R., Bellingeri, D., Fasolini, D., & Marino, C. M. (2003). Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 86, 120–131.
- Courault, D., Bsaibes, A., Kpemie, H., Hadria, R., Hagolle, O., Marloie, O., et al. (2008). Assessing the potentialities of FORMOSAT-2 data for water and crop monitoring at small regional scale in South-Eastern France. *Sensors*, 8, 3460–3481.
- Dedieu, G., Karnieli, A., Hagolle, O., Jeanjean, H., Cabot, F., Ferrier, P., et al. (2006). VENUS: A joint Israel–French Earth Observation scientific mission with High spatial and temporal resolution capabilities. *Second Recent Advances in Quantitative Remote Sensing symposium* Torrent.
- 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.
- Dolman, A. J., Noilhan, J., Durand, P., Sarraz, C., Brut, A., Piguet, B., et al. (2006). The CarboEurope regional experiment strategy. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 87(10), 1367–1379.
- Dong, J. R., Kaufmann, R. K., Myneni, R. B., Tucker, C. J., Kauppi, P. E., Liski, J., et al. (2003). Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: Carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing of Environment*, 84, 393–410.
- Drouet, J. L., & Pages, L. (2003). GRAAL: A model of Growth, Architecture and carbon Allocation during the vegetative phase of the whole maize plant – Model description and parameterisation. *Ecological Modelling*, 165, 147–173.
- Duchemin, B., Hadria, R., Erraki, S., Boulet, G., Maisongrande, P., Chehbouni, A., et al. (2006). Monitoring wheat phenology and irrigation in Central Morocco: On the use of relationships between evapotranspiration, crops coefficients, leaf area index and remotely-sensed vegetation indices. *Agricultural Water Management*, 79, 1–27.
- Duchemin, B., Hagolle, O., Mougnot, B., Benhadj, I., Hadria, R., Simonneau, V., et al. (2008). Agrometeorological study of semi-arid areas: an experiment for analysing the potential of time series of FORMOSAT-2 images (Tensift-Marrakech plain). *International Journal of Remote Sensing*, 29, 5291–5300.
- 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.
- Durand, Y., Brun, E., Mérimod, L., Guyomarch, G., Lesaffre, B., & Martin, E. (1993). A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Annals of Glaciology* (pp. 65–71).
- Faivre, R., Leenhardt, D., Voltz, M., Benoît, M., Papy, F., Dedieu, G., et al. (2004). Spatialising crop models. *Agronomie*, 24, 205–217.
- Fieuzal, R., Duchemin, B., Jarlan, L., Zribi, M., Baup, F., Merlin, O., et al. (2011). Combined use of optical and radar satellite data for the monitoring of irrigation and soil moisture of wheat crops. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15, 1117–1129.
- Fjortoft, R., Lopes, A., Bruniquel, J., & Marthon, P. (1999). Optimal edge detection and edge localization in complex SAR images with correlated speckle. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37, 2272–2281.
- Hadria, R., Duchemin, B., Baup, F., Le Toan, T., Bouvet, A., Dedieu, G., et al. (2009). Combined use of optical and radar satellite data for the detection of tillage and irrigation operations: Case study in Central Morocco. *Agricultural Water Management*, 96, 1120–1127.
- Hadria, R., Duchemin, B., Jarlan, L., Dedieu, G., Baup, F., Khabba, S., et al. (2010). Potentiality of optical and radar satellite data at high spatio-temporal resolutions for the monitoring of irrigated wheat crops in Morocco. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12, S32–S37.
- Hagolle, O., Dedieu, G., Mougnot, B., Debaecker, V., Duchemin, B., & Meygret, A. (2008). Correction of aerosol effects on multi-temporal images acquired with constant viewing angles: Application to Formosat-2 images. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1689–1701.
- Hagolle, O., Huc, M., Pascual, D. V., & Dedieu, G. (2010). A multi-temporal method for cloud detection, applied to FORMOSAT-2, VENUS, LANDSAT and SENTINEL-2 images. *Remote Sensing of Environment*, 114, 1747–1755.
- Hutchinson, J. J., Campbell, C. A., & Desjardins, R. L. (2004). Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *International Workshop on Contribution of Agriculture to the State of Climate* (pp. 288–302). Ottawa, CANADA: Elsevier Science Bv.
- Idbrait, 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). *Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace* (pp. 149). Toulouse: Université Toulouse III - Paul Sabatier.
- Jamieson, P. D., Porter, J. R., Goudriaan, J., Ritchie, J. T., van Keulen, H., & Stol, W. (1998). A comparison of the models AFRICWHEAT2, CERES-wheat, Sirius, SUCROS2 and SWHEAT with measurements from wheat grown under drought. *Field Crops Research*, 55, 23–44.
- Kutsch, W. L., Aubinet, M., Buchmann, N., Smith, P., Osborne, B., Eugster, W., et al. (2010). The net biome production of full crop rotations in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 336–345.
- Lagarías, J. C., Reeds, J. A., Wright, M. H., & Wright, P. E. (1998). Convergence properties of the Nelder–Mead simplex method in low dimensions. *SIAM Journal on Optimization*, 9, 112–147.
- Lecoq, J., Poire-Lassus, R., Christophe, A., Pallas, B., Casadebaig, P., Debaeke, P., et al. (2011). Quantifying physiological determinants of genetic variation for yield potential in sunflower. SUNFLO: A model-based analysis. *Functional Plant Biology*, 38, 246–259.
- Liu, J. G., Pattey, E., Miller, J. R., McNairn, H., Smith, A., & Hu, B. X. (2010). Estimating crop stresses, aboveground dry biomass and yield of corn using multi-temporal optical data combined with a radiation use efficiency model. *Remote Sensing of Environment*, 114, 1167–1177.
- Lobell, D. B., Asner, G. P., Ortiz-Monasterio, J. I., & Benning, T. L. (2003). Remote sensing of regional crop production in the Yaqui Valley, Mexico: Estimates and uncertainties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94, 205–220.
- Loseen, D., Mougé, E., Rambal, S., Gaston, A., & Hiernaux, P. (1995). A regional sahelian grassland model to be coupled with multispectral satellite data .2. toward the control of its simulations by remotely-sensed indexes. *Remote Sensing of Environment*, 52, 194–206.
- Maas, S. J. (1993). Parameterized model of graminaceous crop growth. 1. Leaf-area and dry mass simulation. *Agronomy Journal*, 85, 348–353.
- Monsi, M., & Saeki, T. (1953). Über den Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung für die Stoffproduktion. *Japanese Journal of Botany*, 14, 22–52.
- Monteith, J. L. (1977). Climate and efficiency of crop production in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 281, 277–294.
- Moulin, S., Bondeau, A., & Delecote, R. (1998). Combining agricultural crop models and satellite observations: From field to regional scales. *International Journal of Remote Sensing*, 19, 1021–1036.
- Myneni, R. B., & Williams, D. L. (1994). On the relationship between FAPAR and NDVI. *Remote Sensing of Environment*, 49, 200–211.
- Pinter, P. J., Hatfield, J. L., Schepers, J. S., Barnes, E. M., Moran, M. S., Daughtry, C. S. T., et al. (2003). Remote sensing for crop management. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69, 647–664.
- Prince, S. D. (1991). A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 12, 1313–1330.
- Quintana-Segui, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon, M., et al. (2008). Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the safran analysis over France. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47(1), 92–107.
- Scotford, I. M., & Miller, P. C. H. (2005). Applications of spectral reflectance techniques in Northern European cereal production: A review. *Biosystems Engineering*, 90, 235–250.
- Tucker, C. J., & Sellers, P. J. (1986). Satellite remote-sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing*, 7, 1395–1416.
- Tucker, C. J., Vanpraet, C., Boerwinkel, E., & Gaston, A. (1983). Satellite remote-sensing of total dry-matter production in the Senegalese Sahel. *Remote Sensing of Environment*, 13, 461–474.
- 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* (pp. 3–26).
- Walshall, C., Dulany, W., Anderson, M., Norman, J., Fang, H. L., & Liang, S. L. (2004). A comparison of empirical and neural network approaches for estimating corn and soybean leaf area index from Landsat ETM+ imagery. *Remote Sensing of Environment*, 92, 465–474.
- Weiss, M., Baret, F., Leroy, M., Hauteceur, O., Bacour, C., Prevot, L., et al. (2002). Validation of neural net techniques to estimate canopy biophysical variables from remote sensing data. *Agronomie*, 22, 547–553.
- Wessels, K. J., Prince, S. D., Zambatis, N., Macfadyen, S., Frost, P. E., & Van Zyl, D. (2006). Relationship between herbaceous biomass and 1-km(2) Advanced Very High

- Resolution Radiometer (AVHRR) NDVI in Kruger National Park, South Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 27, 951–973.
- Wit de, A. J. W., Boogaard, H. L., & van Diepen, C. A. (2005). Spatial resolution of precipitation and radiation: The effect on regional crop yield forecasts. *Agricultural and Forest Meteorology*, 135, 156–168.
- Wylie, B. K., Harrington, J. A., Prince, S. D., & Denda, I. (1991). Satellite and ground-based pasture production assessment in Niger – 1986–1988. *International Journal of Remote Sensing*, 12, 1281–1300.
- Xevi, E., Gilley, J., & Feyen, J. (1996). Comparative study of two crop yield simulation models. *Agricultural Water Management*, 30, 155–173.