HAL
open science

Séquestration de carbone et flux de gaz à effet de serreComparaison entre semis direct et système conventionnel dans les Cerrados brésiliens

Aurélie Metay

To cite this version:

Aurélie Metay. Séquestration de carbone et flux de gaz à effet de serreComparaison entre semis direct et système conventionnel dans les Cerrados brésiliens. Sciences de la Terre. Institut national agronomique paris-grignon - INA P-G, 2005. Français. NNT : . tel-00086830

HAL Id: tel-00086830

https://theses.hal.science/tel-00086830

Submitted on 20 Jul 2006

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

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

INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS-GRIGNON
Ecole Doctorale ABIES
Laboratoire Matières Organiques des Sols Tropicaux
CIRAD – IRD

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon

Discipline : Agronomie - Environnement

présentée et soutenue publiquement par

Aurélie METAY

le 8 novembre 2005

Séquestration de carbone et flux de gaz à effet de serre

Comparaison entre semis direct et système conventionnel dans les *Cerrados* brésiliens

Carbon sequestration and greenhouse effect gases fluxes

Comparison between no-tillage system and conventional system in the Brazilian *Cerrados*

Directeur de thèse
Christian FELLER

Composition du Jury :

Luc Abbadie	Directeur de recherche	ENS - Paris	Rapporteur
Carlos Cerri	Professeur	CENA - Brésil	Professeur invité
Christian Feller	Directeur de recherche	IRD - Madagascar	Directeur de thèse
Jean-Claude Germon	Directeur de recherche	INRA - Dijon	Examinateur
Alain Perrier	Professeur	INA Paris-Grignon	Président du jury
Jean Roger-Estrade	Professeur	INA Paris-Grignon	Rapporteur
Eric Scopel	Chercheur	CIRAD - Brésil	Examinateur

© UMLV

A Pépé

A Paolo

Remerciements

Le travail exposé dans ce document a abouti grâce à la volonté, aux compétences, à l'enthousiasme et à l'appui de nombreuses personnes que je tiens à remercier ici très chaleureusement :

- **Alain Perrier,** professeur à l'INA-PG, directeur du DEA qui a développé mon goût pour ses thématiques et m'a donné l'occasion, à travers ses conseils et l'attribution d'une bourse du MRT, de poursuivre la recherche, merci également Monsieur Perrier de présider ce jury,
- **Florent Maraux**, chercheur du CIRAD, responsable à l'époque du programme agronomie du département AMIS du CIRAD qui est à l'origine de cette thèse et a eu les mots pour me convaincre de me lancer sur le projet et m'encourager pendant sa réalisation,
- **Christian Feller**, directeur de recherche à l'IRD, aujourd'hui en poste à Madagascar, qui a accepté d'être mon directeur de thèse, m'a formée à la recherche par ses conseils nombreux et précis et qui a su me suivre malgré la distance, merci Christian d'avoir enrichi ce manuscript de ta rigueur scientifique, de ton expérience et de ta connaissance des sols tropicaux !
- **Robert Oliver** chercheur au CIRAD, pour ses innombrables conseils notamment méthodologiques, sa grande rigueur, sa disponibilité, ses relectures minutieuses et ses mails d'encouragement,
- **Eric Scopel** et **Jean-Marie Douzet**, chercheurs au CIRAD qui m'ont fait découvrir le semis direct et les *Cerrados*, et ont été d'un appui indispensable scientifique comme humain lors de mes séjours au Brésil, j'ai également apprécié les quelques rencontres très riches avec **Lucien Séguy** et **Serge Bouzinac,**
- L'équipe du laboratoire de physique des sols de l'EMBRAPA CNPAF à Goiânia en particulier **José Aloisio Alves Moreira**, **Luis Fernando Stone, Adilson, Alfonso** et surtout **Adauto** qui m'ont accueillie tout sourire durant une année et ont notamment rendu possible la réalisation du programme d'expérimentation au champ,
- L'équipe du laboratoire d'isotopie géochimique du CENA à Piracicaba et tout spécialement **Carlos Cerri, Brigitte Feigl**, et **Sandra** pour leur accueil, l'appui au laboratoire et la mise à disposition du matériel d'analyse des gaz,
- **Alexandre Cardoso,** chercheur de l'EMBRAPA *Cerrados* et **Mercedes Bustamante,** chercheur de l'Université de Brasilia pour les conversations fructueuses, l'expérience de la mesure des gaz et la connaissance de l'écosystème *Cerrados,*
- **Antoine Findeling**, chercheur au CIRAD, qui m'a initiée à l'utilisation de PASTIS, rendant ce modèle complexe accessible et opérationnel sur le sujet de ma thèse, tes conseils et ta rigueur scientifique ont été très enrichissants pour moi,
- Les équipes des centres INRA de Laon, d'Avignon, de Dijon et de Grignon en particulier **Sylvie Recous**, **Patricia Garnier**, **Pierre Renault, François Lafolie, Jean-Claude Germon** et **Benoit Gabrielle** pour leur disponibilité à mes questions et les conseils qu'ils m'ont donnés pour « tempérer » ce sujet tropical !
- **Michel Robert**, éminent chercheur en sciences du sol, au Ministère de l'Ecologie et du développement durable, décédé en octobre 2004, qui avait accepté de participer à mon comité de thèse et avait toujours su enrichir les réunions de sa passion et de son expertise dans l'étude des sols,

- L'ex-**équipe MOST du CIRAD** qui m'a accueillie très chaleureusement lors de toute la période montpelliéraine et m'a donné les moyens de travailler, notamment **Francis Ganry** et **Jean-Luc Marger**,
- L'**équipe de l'UR SeqBio de l'IRD** qui m'a fait entrer dans le monde passionnant du carbone, en particulier **Martial Bernoux**,
- L'équipe du CEFE –CNRS en particulier **Robert Lensi** et **Bruno Buatois** qui ont apporté un appui technique et scientifique clé quand le chromatographe faisait des siennes !
- Les membres du jury **Alain Perrier** (président du jury), **Jean-Claude Germon, Christian Feller, Carlos Cerri**, **Eric Scopel**, et en particulier **Luc Abbadie** et **Jean Roger-Estrade** qui ont accepté d'être les rapporteurs de ce manuscript,
- **Carine Saison** et **Thomas Bouvet Maréchal** les anglophones, pour les relectures des articles !
- Les personnes sûrement nombreuses, que j'oublie de citer ici et qui m'ont consacré du temps pendant cette thèse et soutenu pendant sa réalisation.

Une thèse c'est trois (voire quatre !) ans de vie bien remplis à beaucoup d'égards ; que mes parents qui m'ont toujours soutenue, mes « collocataires » de bureau, mes proches, mes amis en France, au Brésil ou ailleurs soient vivement remerciés pour tous ces moments partagés, petits ou grands, heureux ou moins, qui ont égréné cette thèse ! Je ne les citerai pas ici (ce serait trop long et ils se reconnaîtront !) mais trouverai à présent le temps pour leur témoigner plus directement mon affection et mon attachement.

Résumé

Au Brésil, les systèmes de culture en semis direct couvrent aujourd'hui près de 20 millions d'hectares et se révèlent bien adaptés agronomiquement aux exigences tropicales. Cette thèse étudie, à partir d'une importante collecte de données au champ complétée par des expérimentations en laboratoire et des simulations, la séquestration du carbone (C) sous couverture végétale sous semis direct sous couverture végétale (SCV) en comparaison avec un système de culture avec travail du sol (offset, OFF) à l'échelle du cycle cultural sur un dispositif expérimental de la région des *Cerrados*.

Dans un premier temps, nous avons étudié les stocks de C des sols en 2003 et les avons comparés aux stocks initiaux (1998). Nous avons constaté une augmentation du stockage de C en surface (0-10 cm) sous SCV, en comparaison avec OFF, de l'ordre de 0,35 t $C.ha^{-1}.an^{-1}$, ce qui correspond à 10% environ des résidus de couverture restitués au sol. Une analyse par fractionnement granulométrique de la matière organique (MO) a montré que le C nouvellement stocké est localisé essentiellement dans les fractions fines (< 50 µm) dont la MO est généralement considérée comme relativement stable. Cependant, si les pratiques de non-travail augmentent le stockage de C dans le sol, elles pourraient toutefois favoriser les émissions de N_2O et CH_4.

Dans un second temps, nous avons donc mesuré les flux de CH_4 et N_2O à la surface du sol à l'aide de chambres statiques, les concentrations en CO_2 et N_2O à différentes profondeurs du sol, ainsi que les déterminants de production et d'émission des GES (température, azote minéral, teneur en eau). Aucune différence significative n'a été notée entre les deux systèmes pour les flux de CH_4 et N_2O. Les émissions annuelles mesurées de N_2O correspondent à 0,03% de la quantité d'azote apportée par fertilisation sur les parcelles, ce qui est très faible mais non contradictoire avec la littérature existante sur les *Cerrados*. Les émissions de CH_4 sont faibles également. En équivalent $C\text{-}CO_2$, la somme des émissions de N_2O et CH_4 correspondent à 6,0 et 7,8 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$ pour SCV et OFF respectivement. Finalement, le bilan mesuré pour la séquestration du C (en équivalent $C\text{-}CO_2$), considérant l'ensemble des flux de CO_2 (approché par les variations de stocks de C du sol), de N_2O et de CH_4 (par mesures directes à la surface du sol) est de 351,8 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$, et donc bien en faveur du système SCV.

Cependant, l'estimation des bilans de N_2O et CH_4 au champ souffre de la grande variabilité et de la discontinuité des mesures de terrain. Aussi, avons-nous mené une expérimentation en laboratoire visant à caractériser, dans le cas de N_2O, les potentiels d'émission par dénitrification et nitrification. Les résultats permettent de classer le sol étudié comme peu émetteur de N_2O. Nous avons par la suite utilisé ces mesures, ainsi que la base de données acquises au champ, afin de renseigner le modèle NOE (Nitrous Oxide Emissions) de simulation des émissions de N_2O. Ce modèle nécessitant une connaissance précise des humidités du sol, et celles-ci étant considérées comme un déterminant clé des émissions de N_2O, elles ont été simulées par le modèle PASTIS afin de renseigner en continu le modèle NOE. Ces simulations sur l'ensemble du cycle cultural ont permis de montrer que (i) le sol étudié, qu'il soit sous SCV ou sous OFF, est très faiblement émetteur de N_2O (et de CH_4), (ii) les émissions de N_2O par nitrification et par dénitrification s'ajoutent au cours du cycle cultural, (iii) les émissions par dénitrification représentent des évènements ponctuels, d'amplitude très importante (15 fois l'ordre de grandeur de l'émission par nitrification), (iv) la contribution de la nitrification aux émissions de N_2O n'est pas négligeable et s'élève à 35 et 31% pour SCV et OFF respectivement et que (v) les mesures au champ semblent estimer essentiellement les flux de N_2O liés a la nitrification. Le nouveau bilan « simulé » confirme le bilan « mesuré » au champ avec une séquestration du C sous SCV d'environ 320 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$.

La potentiel de séquestration du C des SCV confère à ces systèmes de culture un intérêt environnemental supplémentaire en conditions tropicales.

Mots clé : séquestration de carbone, gaz à effet de serre, semis direct sous couverture végétale, travail du sol, méthodologie, N_2O, modélisation, Brésil.

Abstract

Nowadays, around 20 million hectares are cultivated with no tillage systems (NT) in Brazil. These systems are agronomically efficient under tropical conditions. The present study, based on field data, laboratory experiment and modelling, deals with the impact of NT under cover crops on carbon (C) sequestration in comparison with a disc tillage system (offset, OFF) on an oxisol in the *Cerrados* (Central Brazil).

First of all, we studied the soil carbon stocks and compared our results to initial stocks (1998). NT was found to increase the storage of C in the topsoil layer (0-30 cm) compared to OFF. The difference observed for the 0-10 cm layer under NT represented C sequestration under no-tillage amounting to 0.35 t C ha^{-1} yr^{-1} which corresponds to about 10 % of cover crops residues returned to the soil. A particle-size fractionation of soil organic matter (SOM) showed that new C is mainly located in fractions smaller than 50 µm, whose SOM is generally considered as relatively stable. But, as NT increases C-CO_2 fixation in soil, it may also increase other greenhouse effect gases (GHG) emissions and in particular N_2O and CH_4.

Secondly, N_2O and CH_4 fluxes were determined using a closed-chamber; N_2O and CO_2 concentrations at 3 depths (10-, 20- and 30 cm) and determinants of soil gas productions and emissions (water content, temperature, mineral nitrogen) were measured during the whole cropping cycle. No significative difference between treatments was observed for both gases. Total annual estimated emissions of N_2O correspond to 0.03% of the total N-fertilizer applied which is rather low but in agreement with literature concerning *Cerrados* soils. CH_4 emissions are very low as well. On a C-CO_2 basis, N_2O and CH_4 emissions represent 6.0 and 7.8 kg C-CO_2.ha^{-1}.yr^{-1} for NT and OFF respectively. As a result, the carbon sequestration balance taking into account the CO_2 (measured from soil C stocks), CH_4 and N_2O (measured by the closed chamber method) on a C-CO_2 equivalent basis is in favour of NT (351.8 kg C.ha^{-1}.yr^{-1}) considering that this treatment increases carbon storage originated from C-CO_2 for the topsoil layer in comparison with OFF treatment.

But, the global GHG balance calculated from field data is weakened by the discontinuity and the high variability of field measurements. Thus, we studied under laboratory conditions the potential for these soils to emit N_2O from nitrification and denitrification. The results indicate that our soils emit low amounts of N_2O even under optimal conditions. Then we used both laboratory and field measurements to implement a model (NOE: Nitrous Oxide Emissions) to simulate N_2O emissions. To evaluate the whole range of N_2O emissions, we simulate continuously the water content using another model (PASTIS) on this soil over the whole agricultural cycle. Simulations by NOE showed that (i) our soils emit low amounts of N_2O (and CH_4) for both systems (NT and OFF), (ii) N_2O emissions from nitrification and denitrification cumulate during the whole cropping cycle, (iii) emissions by denitrification correspond to short periods of high N_2O emissions (15 times higher than emission by nitrification), (iv) nitrification is not negligible and contributes to 35 and 31 % of the total N_2O emissions for NT and OFF respectively and that (v) field measurements of N_2O emissions seem to correspond to nitrification only. The new simulated C sequestration balance confirms the previous balance based on field data. As a result, the carbon sequestration balance taking into account the CO_2, CH_4 and N_2O on a C-CO_2 equivalent (around 320 kg C.ha^{-1}.yr^{-1}) basis is in favour of NT treatment.

The ability of NT to sequester C is another environmental benefit of this system.

Keywords: carbon sequestration, greenhouse effect gases, no tillage under cover crops, tillage, methodology, N_2O, modelling, Brazil.

Sommaire

Remerciements 4

Résumé 6

Abstract 7

Sommaire 8

Liste des abréviations 11

Liste des tableaux 12

Liste des figures 14

Liste des annexes 18

Introduction 19

Chapitre I Introduction générale et problématique 23

A Agriculture brésilienne et contexte de l'étude 24

A 1 Quelques aspects de l'agriculture du Brésil et de l'État de Goiás 24
A 2 Systèmes de culture dans le Centre Ouest brésilien 27
A 3 Cadre institutionnel de la thèse 29

B Le semis direct 30

B 1 Apparition et développement du semis direct 30
B 2 Définition et typologie des systèmes SCV en zones tropicales 35
B 3 Analyse des effets des SCV 37
B 4 SCV, fertilité et conservation de la ressource sol 39

C La séquestration du carbone 47

C 1 Effet de serre, agriculture et importance du compartiment sol 47
C 2 Définition et évaluation de la « séquestration de carbone » au niveau du système sol-plante 49
C 3 Effets des modes de gestion des principaux agroécosystèmes sur la séquestration du carbone 57
C 4 Effets présumés des SCV sur les flux de GES (CO_2, N_2O et CH_4) à la surface du sol 61

Chapitre II Bilan C-CO_2 à travers les variations pluriannuelles des stocks de carbone du sol 65

A Présentation du dispositif expérimental 67

A 1 Installation et présentation du site 67
A 2 Les systèmes agricoles testés 69
A 3 Caractérisation physico-chimique des potentialités du site au temps 0 (1998) 71

B Effect of no-tillage under cover crops on storage and forms of organic carbon in a clayey oxisol soil (Brazil, *Cerrados*) 74

Résumé 75
Abstract 75
B 1 Introduction 76
B 2 Material and methods 77
B 3 Results 81
B 4 Discussion 87
B 5 Conclusions 91
B 6 References 91

Conclusion 95

Chapitre III Dynamique saisonnière des flux de GES 97

A Approche méthodologique du suivi *in situ* des flux de GES à la surface du sol et des concentrations dans le sol 99

A 1 Mesure des flux de CH_4 et N_2O à la surface du sol : dispositif et contraintes 101
A 2 Mesure des concentrations de CH_4 et N_2O à différentes profondeurs du sol : dispositif et contraintes 113
A 3 Caractérisation de l'environnement de production et déterminants des flux de GES. 117
Conclusion 119

B N_2O and CH_4 emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Brazil, *Cerrados*) 120

Résumé 121
Abstract 122
B 1 Introduction 123
B 2 Material and methods 123
B 3 Results 129
B 4 Discussion 135
B 5 Conclusions 143
B 6 References 144

Conclusion 149

Chapitre IV Caractérisation des potentiels d'émission de N_2O *in vitro* et utilisation de la modélisation pour l'étude des émissions de N_2O au champ 151

A Caractérisation *in vitro* des potentiels d'émission de N_2O par dénitrification et par nitrification 153

A 1 Introduction 153
A 2 Matériel et méthodes 154
A 3 Résultats 161
A 4 Discussion 165

B Simulation des émissions de N_2O *in situ* 168

B 1 Introduction 168

B 2 Matériel et méthodes 171
B 3 Résultats 178
B 4 Discussion 189

Chapitre V Synthèse et perspectives 193

Rappels sur les objectifs 194

A Effet des SCV sur la « séquestration de carbone » 194

A 1 Mesures de terrain pour évaluer la séquestration de carbone 194
A 2 Etude au laboratoire des déterminants et mécanismes de production de N_2O 196
A 3 Utilisation des données acquises sur le terrain et en laboratoire pour le fonctionnement du modèle NOE « Nitrous Oxide Emissions» 196

B Perspectives 198

B 1 Aspects méthodologiques à améliorer (limites) 198
B 2 Nouveau projet de recherche 199

Conclusion 203

Bibliographie 204

Annexes 217

Liste des abréviations

ABIES : Ecole Doctorale Agriculture Alimentation Biologie Environnement Santé
AFD : Agence Française de Développement
AMIS : Amélioration des Méthodes d'Investigation Scientifique
ATP°: Action Thématique Programmée
CANTIS : Carbon And Nitrogen Transformations In Soil
CENA°: Centro de Energia Nuclear na Agricultura
CIRAD : Centre International de Recherche en Agronomie pour le Développement
CPG : Chromatographie en Phase Gazeuse (*GC : Gas Chromatography*)
EMBRAPA : Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria
FFEM : Fond Français pour l'Environnement Mondial
GES : Gaz à Effet de Serre
GIEC : Groupe d'Intervention sur l'Evolution du Climat
IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change
IRD : Institut de Recherche pour le Développement
MAE : Ministère des Affaires Etrangères
MO : Matière Organique
MOST : Matière Organique des Sols Tropicaux
NEMIS : Nitrous oxide EMissions In Soils
NOE : Nitrous Oxide Emissions
ONU : Organisation des Nations Unies
PASTIS : Prediction of Agricultural Solute Transfer In Soils
SCV : Semis direct sous Couverture Végétale
SCVm : Semis direct sous Couverture Végétale morte
SCVv : Semis direct sous Couverture Végétale vivante
TRAGNET : United States Trace Gas Network
WFPS : Water Filled Pore Space

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Evolution de la concentration des principaux GES de la troposphère affectés par l'activité humaine ; évaluation de leur contribution respective au forçage radiatif, (d'après GIEC, 2001). 46

Tableau 1.2 : Complémentarité des méthodes micrométéorolgiques et par chambres pour les mesures de flux de N_2O par les sols (Girard M.C. (ed),2002) 54

Tableau 1.3 : Principaux effets des pratiques de gestion du sol ou de l'utilisation des sols sur le stockage du C ($t.ha^{-1}.an^{-1}$) en zones arides et tropicales (adapté d'après Lal, 1999)..... 56

Tableau 1.4. Estimation des différentes sources et des puits de CH_4 au plan mondial, en Tg (ou 10^6 t) de CH_4 par an (GIEC, 2001)..... 56

Tableau 1.5 : Estimation des différentes sources de N2O au plan mondial, de l'accumulation troposphérique et du puits stratosphérique en Tg (ou 10^6 t) de N-N_2O par an (GIEC, 2001, d'après Mosier et al, 1998 et Kroeze et al, 1999) 58

Tableau 1.6 : Evaluation des émissions de N_2O (exprimées en N_2O) à partir des sols agricoles, calculées par la méthodologie GIEC (1996) à l'échelle planétaire et pour la France (année 1996)..... 60

Tableau 1.7 : Incertitudes (%) provenant des facteurs d'émission et des facteurs d'activité dans le secteur agricole (GIEC ,1996)..... 60

Tableau 2.1 : Itinéraires techniques comparés des deux traitements..... 68

Tableau 2.2 : Caractéristiques physico-chimiques du sol (0-10 cm) pour les systèmes OFF et SCV après une année de mise en culture (1999)..... 72

Table 2.3: Characteristics of the particle size organic matter fractions for the 0-10 cm soil layer of the 4 selected plots 82

Table 2.4: Range of coefficient of variation (CV %) associated to the particle size organic matter fractionation of the C and N content or the C:N ratio for the 0-10 cm. 84

Table 2.5: A summary from literature of data of some experiment on the effect of earthworms on the distribution of SOC content in two particle-size fractions: > 50 µm (50-2000 µm) and < 50 µm (0-50 µm). 90

Tableau 3.1 : Protocole de collecte des échantillons dans les tubes..... 110

Tableau 3.2 : Fréquence des mesures et analyses au niveau des parcelles en 2002 et 2003..... 116

Table 3.3: Monthly mean temperature in both treatments from September 2002 to March 2003..... 128

Table 3.4: Soil organic content (g $C.kg^{-1}$ soil) for both treatments (adapted from Metay et al. submitted),(n =12), mean value (SD: standard deviation) 130

Table 3.5: Bulk densities ($g.cm^{-3}$) for both treatments at the setting up of the experiment..... 130

Table 3.6: Monthly average WFPS (%) for both treatments from October 2002 to March 2003 for the 2 layers (0-10 cm and 10-30 cm) 130

Table 3.7: Monthly mean (m) and standard deviation (SD) values for inorganic N content (NO_3^-, NH_4^+) in the soil from October 2002 to February 2003..... 130

Table 3.8: Some annual N_2O fluxes (kg N-N_2O.ha^{-1}.yr^{-1}) from the literature 136

Table 3.9: Some annual CH_4 fluxes (kg C-CH_4.ha^{-1}.yr^{-1}) from the literature 136

Table 3.10: Annual fluxes estimations for NT and OFF treatments and GHG balance calculated from the respective GWP (310 for N_2O and 21 for CH_4)on an equivalent C-CO_2 basis (mean value and (standard deviation))..... 142

Tableau 4.1 : Gammes de WFPS (%) utilisés pour les expériences de caractérisation de la dénitrification et de la nitrification 156

Tableau 4.2 : Concentrations en N minéral des sols provenant des parcelles SCV et OFF au moment de la mise en place de l'expérience de nitrification ; moyenne des 3 répétitions (écart type)..... 156

Tableau 4.3 : Estimation des dénitrification potentielles Dp (moyenne et écart-type) en g N-N_2O.ha^{-1}.$jour^{-1}$ 161

Tableau 4.4 : Caractéristiques de l'ajustement à une fonction exponentielle $N = N_0 e^{kt}$ de la cinétique de N nitrique au cours de l'incubation 164

Tableau 4.5 : WFPS et taux de nitrification pour SCV et OFF 164

Tableau 4.6 : Potentialités des sols à émettre de N_2O par dénitrification et nitrification. Moyenne (écart-type) 167

Tableau 4.7 : Valeurs des paramètres hydrodynamiques utilisés pour les 2 traitements SCV et OFF 176

Tableau 4.8 : Efficiences de simulation par PASTIS des teneurs en eau pour SCV et OFF..... 179

Tableau 4.9 : Paramètres nécessaires pour l'utilisation de NOE (hors WFPS)..... 182

Tableau 4.10 : Estimations et bilan des flux annuels de GES sous SCV et OFF exprimés en équivalent kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1} à partir des mesures au champ 190

Tableau 4.11 : Estimations des flux annuels de N_2O sous SCV et OFF à partir des émissions simulées par NOE 190

Tableau 4.12 : Estimations et bilan des flux* annuels de GES sous SCV et OFF exprimés en équivalent kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1} à partir des mesures au champ pour CO_2 et CH_4 et des émissions simulées pour N_2O 190

Tableau 6.1 : Taux de stockage de C (taux d'accumulation quand un système conventionnel est converti en système de culture sous couverture) dans les SCV au Brésil (adapté d'après Bernoux et al., 2006) 218

Table 6.2 : Coefficients d'humification et de minéralisation en fonction des modalités de travail du sol (modèle AMG; Wylleman, 1999 cité par Balesdent et al., 2002). 222

Tableau 6.3 : Fichiers renseignés dans PASTIS 231

Liste des figures

Figure 1.1 : Schéma de la thèse illustrant l'évaluation à l'échelle de la parcelle du bilan de séquestration de C en équivalents C-CO_2 (modifié d'après Bernoux et al., 2005)..... 20

Figure 1.2 : Organisation de la synthèse bibliographique (chapitre I)..... 22

Figure 1.3 : Les Cerrados vus du ciel (Shunpei K.) 23

Figure 1.4 : Les différents systèmes agricoles brésiliens (d'après FAO, 2005)..... 26

Figure 1.5 : Production de riz paddy (milliers de tonnes) et rendement moyen (kg.ha^{-1}) – Brésil – 1990 à 2003 – Ministério brasileiro da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2005..... 26

Figure 1.6 : Évolution des surfaces cultivées (en millions d'hectares) en semis direct au Brésil de 1990 à 2001 (FEDRAPD, 2002)..... 32

Figure 1.7 : Diffusion du semis direct (modifié d'après Sá, 1993)..... 32

Figure 1.8 : SCV dans les Cerrados sous couvertures végétales : cycle cultural , caractéristiques pluviométriques et itinéraires techniques (modifiée d'après Reyes, 2002)..... 34

Figure 1.9 : Relation système semis direct, composantes de l'environnement et décisions agricoles (modifié d'après Mrabet, 2001) 36

Figure 1.10 : Transformations de l'azote dans le système sol-paillis (Nicolardot et al., 1997), cité par Findeling (2000) 42

Figure 1.11 : Prise de conscience internationale des problèmes liés au réchauffement climatique (le Monde 8 juillet 2005) 46

Figure 1.12 : Le cycle du C terrestre: le C du sol et le bilan mondial du C d'après le Programme International Géosphère Biosphère (IGBP,1998) et (IPCC, 2000) 48

Figure 1.13 : Contribution des différentes activités anthropiques au pouvoir radiatif global – part respective des principaux GES (modifié d'après IPCC-SAR, 1996)..... 48

Figure 1.14 : Approche du bilan C à l'échelle de l'agrosystème (d'après Bernoux et al., 2006) 50

Figure 1.15 : Principe de l'approche diachronique. Cercles noirs : déterminations des stocks de C (adapté d'après Bernoux et al. ,2006)..... 52

Figure 1.16 : Principe de l'approche synchronique. Cercles noirs : déterminations des stocks de C (adapté de Bernoux et al. ,2006)..... 52

Figure 1.17 : Différences dans les flux annuels de N_2O (kg N-N_2O.ha^{-1}.an^{-1}) à partir de SCV en comparaison avec des systèmes dits « conventionnels » (SC ou CT en anglais) en zone tropicale et en zone tempérée (d'après Six, 2002) 62

Figure 1.18 : Conclusions principales de la synthèse bibliographique 62

Figure 2.1 : Parcelle expérimentale de riz pluvial cultivée en système conventionnel 65

Figure 2.2 : Représentation schématique du site expérimental étudié (modifié d'après Reyes, 2002) 66

Figure 2.3 : Les deux systèmes de culture : SCV/OFF 68

Figure 2.4 : Semis sur parcelles OFF (a) et SCV (b), le 13/11/2002 70

Figure 2.5 : Crotalaria (plante de couverture et fourrage) d'après www.tierrafertil.com.py/ averdeverano.htm, 2005) 70

Figure 2.6 : Profil de sol sous SCV (Reyes, 2002)..... 71

Figure 2.7: Treatments, plots number and SOC contents (g $C.kg^{-1}$ soil) for the 0-10 cm soil layer in 1998 78

Figure 2.8: SOC contents for the 0-10 cm (a) and 10-30 cm (b) soil layers for the selected plots in 1998 and 2003 80

Figure 2.9: Differences in the mass (Δ mass %) of the different fractions obtained by PSOM fractionation or mechanical analysis (values expressed in % of the mass obtained by PSOM fractionation) 84

Figure 2.10: SOC content (g $C.kg^{-1}$ soil) of the different fractions for the 0-10 cm (a) and 10-30 cm (b) soil layers for NT and OFF treatments. 86

Figure 2.11: Differences in SOC stocks (Δ SOC t $C.ha^{-1}$) between various no-tillage (NT) and conventional (CT) systems for Brazilian situations (after Bernoux et al., 2006). 88

Figure 3.1 : L'effet de serre (d'après Ministère de l'agriculture et de l'agroalimentaire du Canada, 2003) 97

Figure 3.2 : Contraintes liées à la mesure de flux de GES au champ 100

Figure 3.3 : Chambre installée sur la base pour le prélèvement (vue de dessus et perspective) 102

Figure 3.4 : Position des chambres dans l'inter-rang de Riz..... 102

Figure 3.5 : L'instrumentation des parcelles..... 104

Figure 3.6 : Flux de $N\text{-}N_2O$ à partir de cloche équipée ou non d'une plaque (n=3)..... 104

Figure 3.7 : Schéma de principe des flux de gaz dans une enceinte de confinement..... 106

Figure 3.8 : Simulation de l'importance des fuites dans la mesure des flux de gaz dans une enceinte semi fermée 106

Figure 3.9 : Mesure de flux de gaz en surface à l'aide d'une chambre 108

Figure 3.10 : Dispositif de mesures des gaz du sol et des flux de surface 108

Figure 3.11 : Echantillons de gaz référencés et stockés..... 109

Figure 3.12: Conservation de l'échantillon au cours du temps en fonction de la méthode d'étanchéité utilisée sur le bouchon..... 110

Figure 3.13 : Dispositif de mesure des teneurs en gaz du sol (au niveau de l'inter-rang à gauche) et technique de prélèvement (photo de droite)..... 114

Figure 3.14 : Unité de mesures des déterminants des flux de gaz..... 116

Figure 3.15: Comparison of the cropping cycles of NT and OFF treatments over the year 124

Figure 3.16: Rainfall (mm) from October 2002 to March 2003..... 128

Figure 3.17: N_2O emissions (g $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.d^{-1}$) measured in situ from NT and OFF treatments from October 2002 to March 2003. Each arrow represents a fertilization. 132

Figure 3.18: N_2O emissions (g $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.d^{-1}$) measured in situ from NT and OFF treatments from October 2002 to March 2003 – monthly mean (n =20) 132

Figure 3.19: Soil N_2O concentrations (ppm) at 3 depths (-10,-20 and -30 cm) for both treatments during the cropping cycle. (*): missing data 133

Figure 3.20 : Measured emissions of CH_4 (g C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1}) from NT and OFF treatments for the period october 2002 to February 2003 (5 months)..... 134

Figure 3.21: CH_4 emissions (g C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1}) measured in situ from NT and OFF treatments from October 2002 to March 2003 – monthly mean (n =20) 134

Figure 3.22 : CO_2 contents (ppm) versus N_2O contents (ppm) at 10 cm depth 138

Figure 3.23 : N_2O fluxes (g N-N_2O.ha^{-1}.day^{-1}) versus N_2O content at 10 cm depth (ppm) 138

Figure 3.24 : N_2O emissions (g N-N_2O.ha^{-1}.day^{-1}) versus WFPS (%) for the topsoil layer 0-10 cm ... 140

Figure 4.1 : Schéma conceptuel « hole in the pipe » de la production de N_2O (Firestone et Davidson, 1989) 152

Figure 4.2 : Variations de la dénitrification et des émissions nettes de N2O par dénitrification. a/ effet de l'humidité du sol. b/ effet de la structure du sol (d'après Renault, 2000) 152

Figure 4.3 : Variations de la dénitrification, du rapport $N_2O/(N_2O+N_2)$ des produits de la dénitrification, et des émissions nettes de N_2O en fonction de la température (d'après Renault, 2000) 152

Figure 4.4 : Emissions de N_2O en conditions de dénitrification potentielle 158

Figure 4.5 : Emissions de N_2O en conditions « réelles » 158

Figure 4.6 : Dégagement de CO_2 en conditions de dénitrification potentielle..... 159

Figure 4.7 : Dégagement de CO_2 en conditions de dénitrification « réelles » 159

Figure 4.8 : Emissions de N_2O (g N-N_2O.kg^{-1} N tot) en condition de NO_3^- non limitant sous 5 humidités différentes : a) résultats pour WFPS_d1 à WFPS_d4 ; b) résultat pour WFPS_d5..... 160

Figure 4.9 : Evolution de la nitrification en conditions d'ammonium non limitant pour les traitements SCV (a) et OFF (b) pour différentes WFPS..... 162

Figure 4.10 : Relation la constante de temps de la nitrification et le WFPS 164

Figure 4.11 : Période simulée et cycle cultural pour les systèmes SCV et OFF..... 170

Figure 4.12 : Formalisme de NOE en fonction de WFPS 174

Figure 4.13 : Comparaison des méthodes d'étude des émissions de N_2O par les mesures de terrain ou par la modélisation 176

Figure 4.14: Simulation du comportement hydrique des horizons 0-10 cm (a)) et 10-30 cm (b) pour SCV 180

Figure 4.15 : Simulation du comportement hydrique des horizons 0-10 cm (a)) et 10-30 cm (b) pour OFF 181

Figure 4.16 : Taux de nitrification et teneur en eau pour SCV et OFF..... 182

Figure 4.17 : Estimation du facteur Fw* dans le module dénitrification pour SCV et OFF d'après les sorties PASTIS 184

Figure 4.18 : Simulations des émissions de N_2O par nitrification et dénitrification pour SCV 186

Figure 4.19 : Simulations des émissions de N_2O par nitrification et dénitrification pour OFF..... 186

Figure 4.20 : Emissions de N_2O totales mesurées au champ et émissions de N_2O par nitrification simulées avec NOE pour SCV 188

Figure 4.21 : Emissions de N_2O totales mesurées au champ et émissions de N_2O par nitrification simulées avec NOE pour OFF 188

Figure 6.1 : Composition moyenne du paillis des parcelles cultivées sous SCV d'après la méthode Van Soest (n= 12) 221

Figure 6.2 : Le modèle Hénin-Dupuis (1945) 222

Figure 6.3 : Effet d'une forte pluie (30 mm en 30 minutes) sur les émissions de CO_2 mesurées sur une parcelle de riz cultivée sous semis direct (n=3) en comparaison avec une parcelle de riz cultivée en conventionnel, avec travail du sol (d'après Metay et al., 2003) 224

Figure 6.4 : Effet du travail du sol sur les émissions de CO2 sur la base d'une comparaison avec un système sans travail du sol (chaque point représente une moyenne de 3 flux) (d'après Metay et al., 2003) 225

Figure 6.5: Description du modèle PASTIS et des interactions entre modules, version 2002 (d'après Findeling (2001)) 228

Liste des annexes

Annexe 1 : Taux de stockage de C dans les SCV au Brésil (adapté d'après Bernoux et al., 2006) .. 218
Annexe 2 : Composition du paillis sur les parcelles SCV 221
Annexe 3 : Application à l'échelle de la journée : le suivi des émissions de CO_2 224
Annexe 4 : Ensemble des mesures de flux de gaz 226
Annexe 5 : Ensemble des mesures de gaz dans le sol 227
Annexe 6 : Présentation du modèle PASTIS 228

Introduction

Dans les régions tropicales, le défi de concilier production agricole et protection de l'environnement est déterminant et difficile à relever. En effet, du fait de la nature de leurs sols et du régime des précipitations, les milieux tropicaux sont, pour l'essentiel, des milieux fragiles, rapidement dégradables si les modes de culture sont inadaptés. Ce sont aussi les régions où la population croît le plus vite et où la pauvreté affecte le plus grand nombre. Parmi les différentes voies qu'agronomes et agriculteurs ont exploré pour relever ce défi, les systèmes de culture à base de couverture végétale et semis direct (SCV), apparaissent comme un des modes de culture intéressants et adaptés pour assurer à la fois production et protection de la ressource en sol, et permettre ainsi une gestion durable des milieux tropicaux (Capillon et Jouve, cité par Dounias, 2001). Après plusieurs décennies de pratique, se pose la question de l'impact agronomique et environnemental de ces systèmes de culture.

Le travail de thèse présenté dans ce document s'inscrit dans la continuité des programmes de recherche lancés par le CIRAD et l'IRD visant à évaluer l'impact du semis direct en région tropicale sur les bilans des gaz à effet de serre (GES) au niveau parcellaire. L'étude est basée sur un dispositif expérimental au champ permettant la comparaison entre un système conventionnel de travail du sol (OFF) et un système sous semis direct avec plante de couverture (SCV).

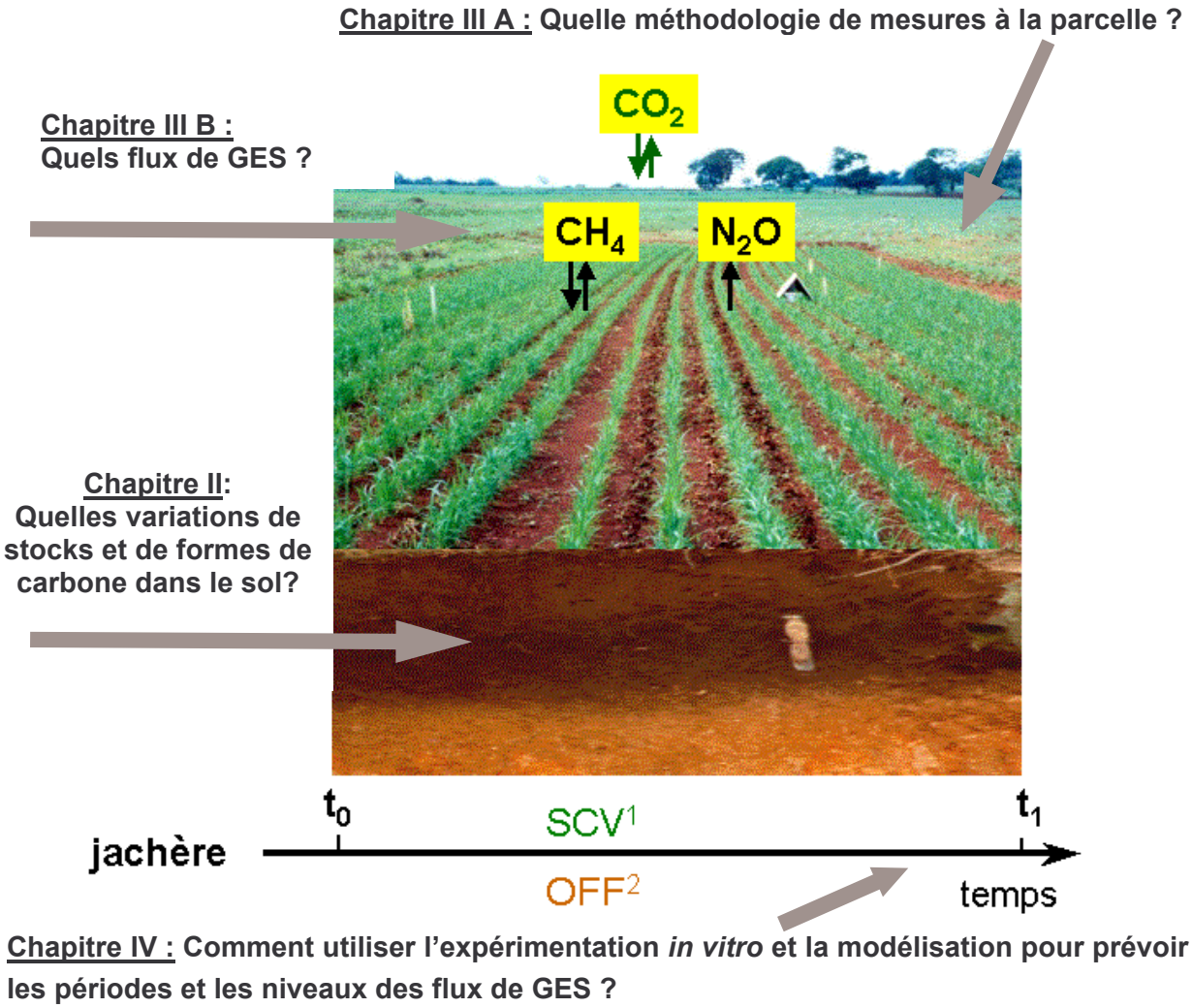
Pour les GES et les systèmes sol-plante considérés, les trois gaz - CO_2, CH_4 et N_2O - sont pris en compte. Le bilan en CO_2 aux échelles pluriannuelles peut être approché par les variations du stock de carbone (C) organique du sol sous l'effet du semis direct compte tenu du fait que :

(i) le stockage du C dans la plante est toujours de courte durée (de l'ordre du cycle de développement de la plante),

(ii) ce stockage de C dans la plante diffère peu entre les deux systèmes et retourne rapidement par diverses voies vers l'atmosphère sous forme de CO_2.

Par contre, le C entrant dans le sol peut y être stabilisé à des échelles pluriannuelles.

Les bilans en CH_4 et N_2O quant à eux, nécessitent d'être mesurés directement au champ où les échelles temporelles considérées varient de la journée au cycle cultural pour pouvoir être étendues à des échelles annuelles ou pluriannuelles.



Chapitre IV : **Comment utiliser l'expérimentation *in vitro* et la modélisation pour prévoir les périodes et les niveaux des flux de GES ?**

[1]SCV : système de culture en semis direct sous couverture végétale

[2]OFF : système conventionnel avec travail du sol superficiel (offset)

Figure 1.1 : Schéma de la thèse illustrant l'évaluation à l'échelle de la parcelle du bilan de séquestration de C en équivalents C-CO_2 (modifié d'après Bernoux et al., 2005)

Aussi, après une synthèse bibliographique *(chapitre I*), nous tenterons, à partir des expériences réalisées sur le terrain au Brésil en 2002 et 2003, de répondre dans ce document aux questions suivantes :

- **(i) le semis direct sous couverture végétale est- il un mode de gestion des ressources organiques qui favorise le stockage du C dans le sol ? *(chapitre II)***
- **(ii) quel dispositif expérimental de terrain mettre en place pour approcher au mieux le bilan effet de serre des parcelles agricoles ? *(chapitre III A)***
- **(iii) le semis direct modifie-t-il les flux de GES autres que CO_2 (CH_4, N_2O) ? *(chapitre III B)***
- **(iv) les sols étudiés présentent-ils un potentiel d'émission de N_2O ? (*chapitre IV A*)**
- **(v) comment utiliser la modélisation pour prévoir les périodes et niveaux d'émissions de N_2O ? *(chapitre IV B)***

La figure 1.1 propose un schéma fonctionnel de la thèse mettant en perspective les questions énoncées au niveau de la parcelle agricole.

Enfin, le chapitre V réalise la synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de cette thèse. Il ouvre également des perspectives (i) sur l'amélioration des méthodes d'évaluation de l'impact d'un système de culture sur le bilan C et GES et (ii) sur les agrosystèmes intéressants à étudier du point de vue du changement global.

Le chapitre I propose une synthèse bibliographique des différentes thématiques abordées dans ce document : les évolutions de l'agriculture brésilienne, le semis direct et le C du sol et les émissions de gaz à effet de serre (GES) d'origine agricole en particulier. L'ensemble (Figure 1.2) met en avant la cohérence générale de la démarche abordée dans ce chapitre. A la lumière de cette synthèse bibliographique, nous définissons des axes de recherche afin d'atteindre les objectifs de la thèse annoncés en introduction.

A/ un contexte de production particulier : l'agriculture brésilienne des *Cerrados*

B/ une question agronomique : la pratique du semis direct et ses effets

C/ une question environnementale : la séquestration de carbone au niveau des parcelles agricoles

Figure 1.2 : Organisation de la synthèse bibliographique (chapitre I)

Chapitre I

Introduction générale et problématique

Figure 1.3 : Les Cerrados vus du ciel (Shunpei K.)

A Agriculture brésilienne et contexte de l'étude

A 1 Quelques aspects de l'agriculture du Brésil et de l'État de Goiás

A 1 1 L'agriculture brésilienne

Le Brésil, selon la Conférence des Nations Unies sur le Commerce et le développement (CNUCED) pourrait devenir le premier producteur agricole mondial avant 2015 mais, bien avant cet horizon, il constitue d'ores et déjà un des principaux pays exportateurs de produits agroalimentaires et dispose d'un vaste marché intérieur de près de 180 millions de personnes (Campanhola & Lesaffre, 2005).
L'agriculture brésilienne a connu des transformations récentes. Sa modernisation est liée aux processus d'industrialisation du pays : la politique économique du gouvernement entre 1950 et 1970 a favorisé l'industrie aux dépens de l'agriculture, ce qui a renforcé le pouvoir attractif des villes et accéléré l'exode rural. Cette industrialisation a permis l'essor d'une économie diversifiée et urbaine. L'augmentation du pouvoir d'achat qui en a résulté, alliée à la forte croissance démographique de 1950 à 1990, a fait croître la demande de produits alimentaires à des taux annuels allant jusqu'à 6 %, ce qui a créé, en retour, un contexte très favorable à la croissance et à la modernisation de l'agriculture. Le coût d'opportunité du travail ayant augmenté, l'agriculture (soja, maïs, blé, coton, riz) a été contrainte de s'intensifier et de se mécaniser à partir des années 1970. Dès lors, l'industrialisation et l'urbanisation ont été les moteurs de la transformation de l'agriculture qui s'est appuyée sur la science et la technologie. Sur le plan politique, ces transformations ont déplacé les centres de pouvoir vers les grandes villes. Trois politiques ont été déterminantes dans cette modernisation :

(i) les crédits bonifiés, principalement pour l'achat des intrants et des équipements,
(ii) la vulgarisation rurale entre 1950 et 1970,
(iii) un fort investissement en recherche et formation agronomique avec la création de l'EMBRAPA (en 1973) et de cursus universitaires de 3e cycle en sciences agronomiques (Alves *et al.* 2005).

A 1 2 La zone d'étude

La région d'étude est située dans l'état du Goiás (Figure 1.4), qui couvre une superficie de près de 350 000 km^2 (soit près de 2/3 du territoire français) avec une densité de 15 hab.km^{-2} environ. Cet état est intégré dans le plateau central brésilien (ou *Cerrado*) (Figure 1.3) marqué par un relief dit de « tôles ondulées », avec des altitudes comprises entre 200 et 1000 mètres environ. Le *Cerrado* représente 24% du territoire brésilien, soit, en surface, le deuxième biome brésilien après la forêt amazonienne. A la fin des années 1930, la politique gouvernementale d'intégration nationale favorise une occupation lente mais régulière de la région qui culmine avec la construction de Brasilia en 1960. Cet intérêt porté aux C*errados* est à son maximum entre les années 1960 et 1980, avec le développement de grands projets. Les surfaces transformées pour l'agriculture et l'élevage sont estimées à près de 50 millions d'hectares (ha) de pâturages cultivés, 13,4 millions d'ha de cultures annuelles, 2 millions d'ha de cultures pérennes ; 4,6 millions d'ha sont maintenus en réserves. Tout porte à croire que l'on s'approche désormais de la limite foncière potentiellement accessible, en particulier pour les terres cultivables. La question aujourd'hui n'est pas de défricher de nouvelles

surfaces, mais de maintenir, voire d'améliorer, le potentiel des surfaces déjà cultivées en limitant les profondes modifications du milieu (Brossard & Barcellos 2005).

Avec le rôle crucial joué par la recherche agronomique dans les années 1990, l'état du Goiás a renforcé sa position dans l'agrobusiness brésilien. Aujourd'hui, en dépit d'un développement galopant de l'industrie et une modernisation notable de l'économie, l'agriculture joue encore un rôle important dans cet état. Pour preuve, la production de grains a constamment cru au delà de la moyenne brésilienne. En 1995, cette production était de 6,4 millions de tonnes, soit presque 8 % de la production nationale alors qu'en 2003, elle atteint 11,5 millions de tonnes, soit un peu plus de 9 %. L'état du Goiás est ainsi passé de 1995 à 2003 du 6ème au 4ème rang des états agricoles brésiliens.

A 1 3 Les travaux antérieurs du CIRAD et de ses partenaires dans la zone d'étude

La première étape de recherche conduite par le CIRAD et ses partenaires brésiliens (EMBRAPA) sur les fronts pionniers des savanes humides de l'Ouest brésilien, a été consacrée à la restauration de la fertilité des sols ferrallitiques cultivés en soja (Séguy *et al*., 1993, 1997). Des arguments convaincants pour la fixation d'une agriculture durable, d'ordres à la fois agronomiques, techniques et économiques (section B de ce chapitre) ont orienté les chercheurs du CIRAD vers de nouveaux objectifs visant la mise au point de « modes de gestion des sols qui soient conservateurs d'une matière organique active, pourvoyeuse durable et efficace d'aliments pour les cultures, alliés à une gestion qui maîtrise au mieux les flux d'éléments nutritifs dans le profil cultural, pour réduire au maximum les pertes dans les systèmes sols-cultures » (Séguy & Bouzinac, 1996).
Une action thématique programmée (ATP) a été lancée par le CIRAD fin 1998 (Lagaye, 1999) afin de contribuer à la compréhension et à la modélisation du fonctionnement des systèmes de culture en semis direct sous couverture végétale au Brésil. L'ATP est centrée sur le riz pluvial et le soja, cultures les plus représentées dans cette partie du Brésil. Les essais sont conduits sur la station expérimentale de l'EMBRAPA « *Arroz e Feijão* » [1], située à Goiânia dans l'état du Goiás. Initialement, ce projet prévoyait la modélisation des interactions entre les composantes physiques, chimiques, biologiques et géochimiques du profil cultural par mise au point d'un modèle utilisable dans d'autres conditions agropédoclimatiques. Le modèle principal a concerné les transferts d'eau et de solutés sous différents systèmes.

[1] *Arroz e Feijão* : Riz et Haricot

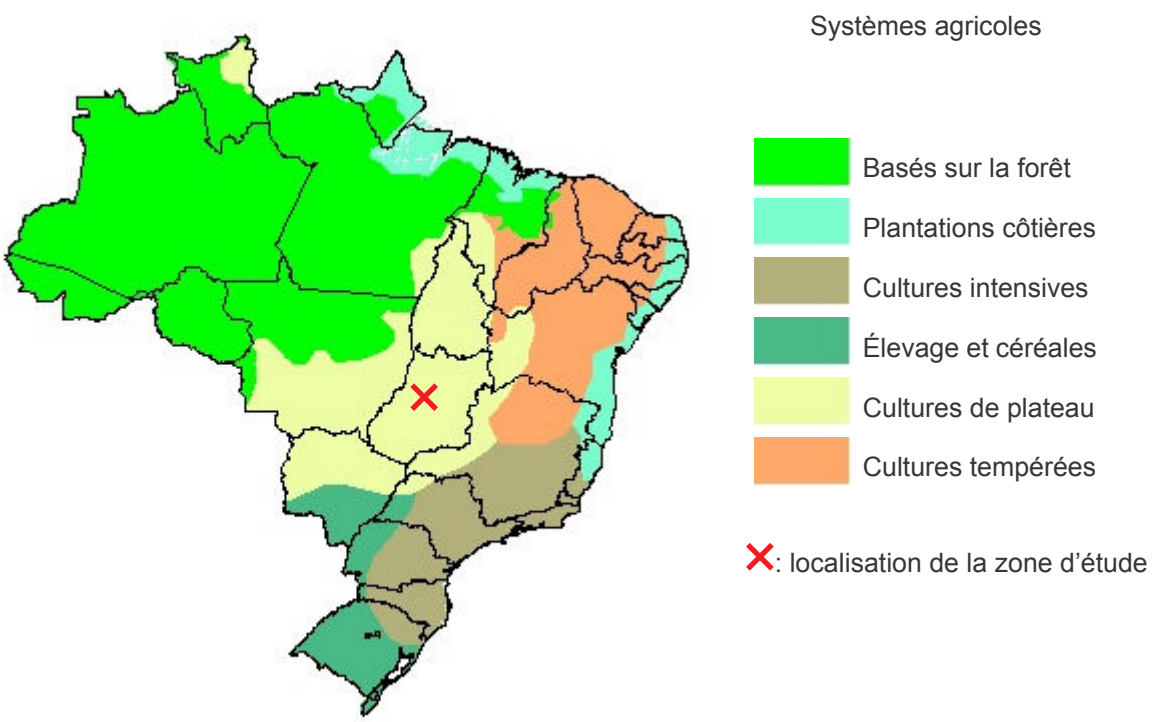


Figure 1.4 : Les différents systèmes agricoles brésiliens (d'après FAO, 2005)

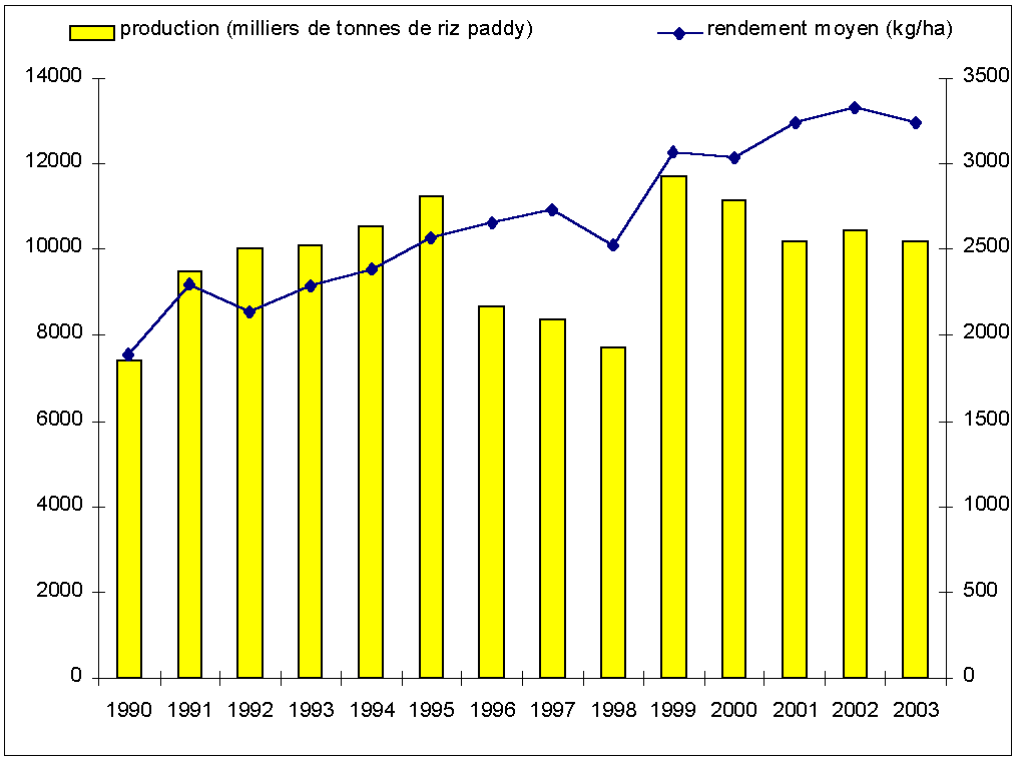


Figure 1.5 : Production de riz paddy (milliers de tonnes) et rendement moyen (kg.ha^{-1}) – Brésil – 1990 à 2003 – Ministério brasileiro da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2005

A 2 Systèmes de culture dans le Centre Ouest brésilien

A 2 1 La pratique du semis direct sur couverture

Sous des climats humides (1500 mm.an^{-1}) avec une saison des pluies supérieure à 8 mois, l'introduction d'une culture de couverture en début ou en fin de la saison des pluies permet de protéger le sol en dehors de la culture commerciale. Cette couverture est ensuite détruite mécaniquement ou chimiquement et sert de paillis protecteur durant le cycle de la culture commerciale, libérée de toute compétition (Seguy *et al.*, 1996). De telles pratiques optimisent la production de biomasse dans le temps, avec la présence, en permanence, d'espèces en croissance dès lors que l'eau disponible le permet, et les quantités de matières végétales fournies au système sol sont bien supérieures à celles des systèmes conventionnels. La méthode de l'agriculture de conservation (voir Chapitre I section B) a amélioré les rendements de 20 à 50 % (FAOSTAT, 2004) en l'espace de quelques années et réduit les variations d'une année sur l'autre. Avec la réduction des gros travaux de préparation du sol, les coûts de la main d'œuvre ont baissé de 30 %. Les économies de main-d'œuvre ont permis aux agriculteurs de diversifier leur production par le passage à l'élevage, le développement de cultures à plus fortes plus-values et la participation aux filières agroalimentaires. A cette économie de main d'œuvre s'ajoutent celles des coûts des intrants, en particulier des machines agricoles, du carburant et des éléments fertilisants. Les agriculteurs en ont tiré de meilleurs revenus et une amélioration de la sécurité alimentaire.

Les choix techniques déterminants se situent dans la sélection et la conduite des espèces végétales tant pour les couvertures que pour les cultures commerciales. Cette gestion est liée à des caractéristiques dépassant largement l'échelle de la parcelle, et propre à chaque exploitation, voire au milieu dans lequel elle se situe (objectifs de production, ressources disponibles, contraintes majeures, accès au marché, politiques d'appui, etc.).

La partie C de ce chapitre fait une revue des différents types de semis direct pratiqués et leurs conséquences agronomiques.

A 2 2 La place des systèmes de culture Riz - Soja

La riziculture pluviale du Centre Ouest brésilien est souvent montrée comme exemple d'agriculture fortement mécanisée à très grande échelle. Elle correspond cependant à une dynamique d'ouverture de nouvelles terres sur front pionnier, fondée essentiellement sur le développement de la culture du soja. Parmi les problèmes rencontrés par la riziculture pluviale, il y a celui de sa commercialisation sur un marché très instable, contrairement au soja qui est une culture d'exportation en très forte extension au Brésil, avec des prix fixés sur le marché international (Mendez del Villar & Magri Fereira, 2005). L'implantation de l'EMBRAPA *« Arroz e Feijão »* dans cette région s'inscrit tout à fait dans les problématiques agricoles locales. On note ainsi sur la figure 1.5 la relative stagnation de la production rizicole combinée à une amélioration régulière du rendement moyen.

A 3 Cadre institutionnel de la thèse

La thèse a été financée par une bourse du Ministère de la Recherche et des Technologies, gérée par l'école doctorale ABIES. Elle est accueillie en France au sein du laboratoire MOST (dirigé conjointement par le CIRAD et l'IRD) et au Brésil au sein du laboratoire de physique des sols de l'EMBRAPA-CNPAF. Le budget de fonctionnement de la thèse a été alloué par le Département AMIS du CIRAD.

Au niveau de l'IRD, cette thèse s'est inscrite dans la thématique de l'unité de recherche (UR) 041 « Séquestration de carbone dans les sols des régions intertropicales. Effet du mode de gestion des terres ». Le programme de l'UR041 se décline en trois axes dont le premier sur les « déterminants (écologiques et agronomiques), les processus et la dynamique de la séquestration du carbone dans les sols » sert de cadre à ce travail de thèse. Cet axe est développé dans divers pays de la zone intertropicale dont le Brésil, avec comme partenaire national le CENA.

Le CENA est un centre de recherche et d'enseignement de l'Université de São Paulo créé en 1966 qui coopère avec l'IRD depuis 20 ans, à travers son laboratoire de Biogéochimie de l'Environnement dans lequel a été réalisée une partie des analyses (C total, dosages de CH_4 et N_2O des échantillons prélevés au champ).

Le CIRAD, quant à lui, a acquis son expérience du semis direct à partir des années 1980 notamment au Brésil où il a bénéficié d'un partenariat exceptionnel avec l'EMBRAPA. L'équipe CIRAD-SCV-Brésil et en particulier les travaux de Lucien Séguy et Serge Bouzinac ont permis de créer divers itinéraires techniques en agriculture de conservation et de contribuer très largement à leur diffusion dans les zones tropicales chaudes et humides du Brésil Central (*Cerrados, forêt*) dans un premier temps, à Madagascar depuis 1990 et, plus récemment, en Asie (Laos, Vietnam) et en Afrique au nord (Tunisie). L'ATP lancée par le CIRAD fin 1998, et regroupant différentes équipes de recherche dont le laboratoire MOST qui a accueilli cette thèse, s'est inscrite dans une démarche d'évaluation agronomique et environnementale des systèmes de culture mis en place. Enfin, un plan d'action financé par la coopération française (AFD, FFEM, MAE, 1999) a permis d'aborder les aspects séquestration du C, cette thèse s'inscrit dans ce cadre.

B Le semis direct

B 1 Apparition et développement du semis direct

Les pratiques de non labour avec semis direct existent depuis le début de l'histoire de l'agriculture. Les associations de cultures sont aussi des pratiques très répandues (Mazoyer & Roudart, 1998). Il en est de même pour les pratiques de semis direct sur couverture végétale vivante ou morte, qui associent ces deux aspects et qui ont été développées pour l'essentiel en zone tropicale humide. Parallèlement, à partir des années 1940, la recherche agronomique en zone tempérée, en particulier aux Etats-Unis, s'intéresse à ces systèmes en introduisant de nouvelles technologies (semoirs de précision, herbicides). Ces nouveaux systèmes d'exploitation du milieu connaissent alors un développement considérable d'abord en Amérique du Nord, puis en Australie, en Argentine et au sud du Brésil. Depuis 1970, les SCV, sous leurs formes modernes, se diffusent en zone tropicale, soit de façon spontanée, soit sous l'égide de la recherche-développement, avec des succès très variables selon les contextes (Raunet, 2003).

B 1 1 Mise au point et diffusion des SCV "modernes" en zone tempérée

Les SCV « modernes » peuvent être qualifiés par rapport à certaines étapes du cycle cultural :

(i) implantation d'une plante de couverture spécifique,

(ii) épandage d'herbicides,

(iii) utilisation d'un semoir spécifique pour semer à travers la couverture.

Plusieurs facteurs conditionnent la diffusion des SCV modernes parmi lesquels la lutte contre l'érosion. En effet, dès le début du vingtième siècle, les principales zones de production agricole des Etats-Unis, (le Nord-Est, la *Corn Belt* et les Grandes Plaines semi-arides), sont affectées par de très graves problèmes d'érosion hydrique et éolienne, consécutifs à une utilisation intensive de la motorisation agricole, avec des passages répétés d'outils à disques de travail du sol. Ainsi, dans les années 30, l'érosion éolienne a provoqué un nuage de poussière spectaculaire (le *Dust Bowl*), résultat de la destruction de 400 000 ha de terres cultivées. Ce phénomène s'est reproduit dans les années 50 (1955-57), et demeure une menace encore aujourd'hui. Dans le même temps, le pays a souffert de dégâts considérables par ravinements, dans les Appalaches, l'ouest du Tennessee, le nord de la Louisiane et du Mississipi.

Face à ces problèmes, le gouvernement américain prend des mesures pour la préservation des sols. En 1937, le *Conservation Service* de l'Etat du Nebraska dans les Grandes Plaines met au point un ensemble de techniques qui consistent à laisser un mulch (ou paillis) de résidus de récolte entre les périodes de culture, et à ne travailler le sol que légèrement en surface pour préparer le semis de la culture suivante : c'est le *stubble mulch farming.* Baptisé depuis *mulch-tillage,* ce système marque le début d'une nouvelle façon d'exploiter le milieu : *conservation agriculture* ou *agriculture de conservation.*

Selon le GIEC, est considéré comme "conservant le sol" (*agriculture de conservation*) tout mode de travail du sol et/ou d'implantation des cultures qui permet de maintenir au moins 30% des résidus de la culture à la surface du sol après le semis. Cette définition regroupe une très large gamme de techniques culturales ou d'itinéraires techniques, dont le point commun est la suppression du labour. Ces techniques sont :

(i) le *no-tillage* au sens strict (semis direct),
(ii) le *ridge-tillage* : idem, mais le semis se fait sur billon et les résidus de culture sont accumulés entre les billons,
(iii) le *mulch-tillage* où le semis est fait sur *mulch* et le sol est légèrement travaillé avant le semis,
(iv) le *strip-tillage* pour lequel le travail du sol est réalisé en bande et les résidus de culture sont repoussés pour former une bande de sol nu où le semis est effectué,
(v) le *minimum tillage* qui correspond à la réalisation d'un labour réduit.

Aux Etats-Unis, entre le semis direct (le *no-tillage*) et le travail du sol conventionnel, d'autres formes de labour de conservation sont donc pratiquées. En 1997, l'ensemble de ces techniques concerne environ 30% des superficies de cultures annuelles du pays (Raunet, 2003).

Dans la suite du document, nous nous intéressons au système de semis direct sur couverture végétale que nous désignons par les abréviations:

(i) SCV (Semis direct sous Couverture Végétale) dans les chapitres en français,
(ii) NT (No Tillage) dans les articles en anglais.

La diffusion des SCV a été facilitée par deux avancées technologiques importantes:

(i) l'apparition des herbicides. La mise sur le marché d'herbicides peu chers permet de remettre en question l'utilité d'un labour, dont l'une des premières fonctions, au delà de l'aération des horizons superficiels et de la préparation du lit de semences, est le contrôle des adventices par enfouissement de leurs graines ;
(ii) le machinisme agricole. Le premier semoir pour semis direct en traction motorisée a été créé en 1961. Il permet de couper le *mulch* en ouvrant un sillon, avant de déposer les graines dans le sol.

Par ailleurs, un effort de communication très important a été mené : conférences, rédaction de journaux de vulgarisation agricole, création d'associations et de centres d'information destinés aux agriculteurs, enfin publications d'articles scientifiques (Dounias, 2001).

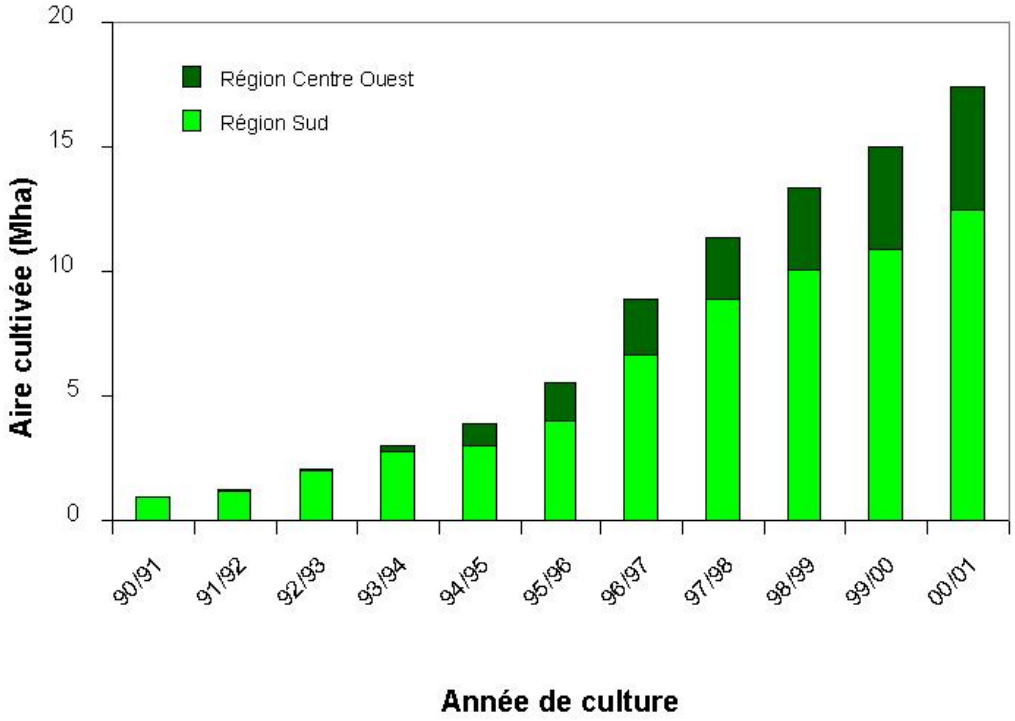


Figure 1.6 : Évolution des surfaces cultivées (en millions d'hectares) en semis direct au Brésil de 1990 à 2001 (FEBRAPDP, 2002)

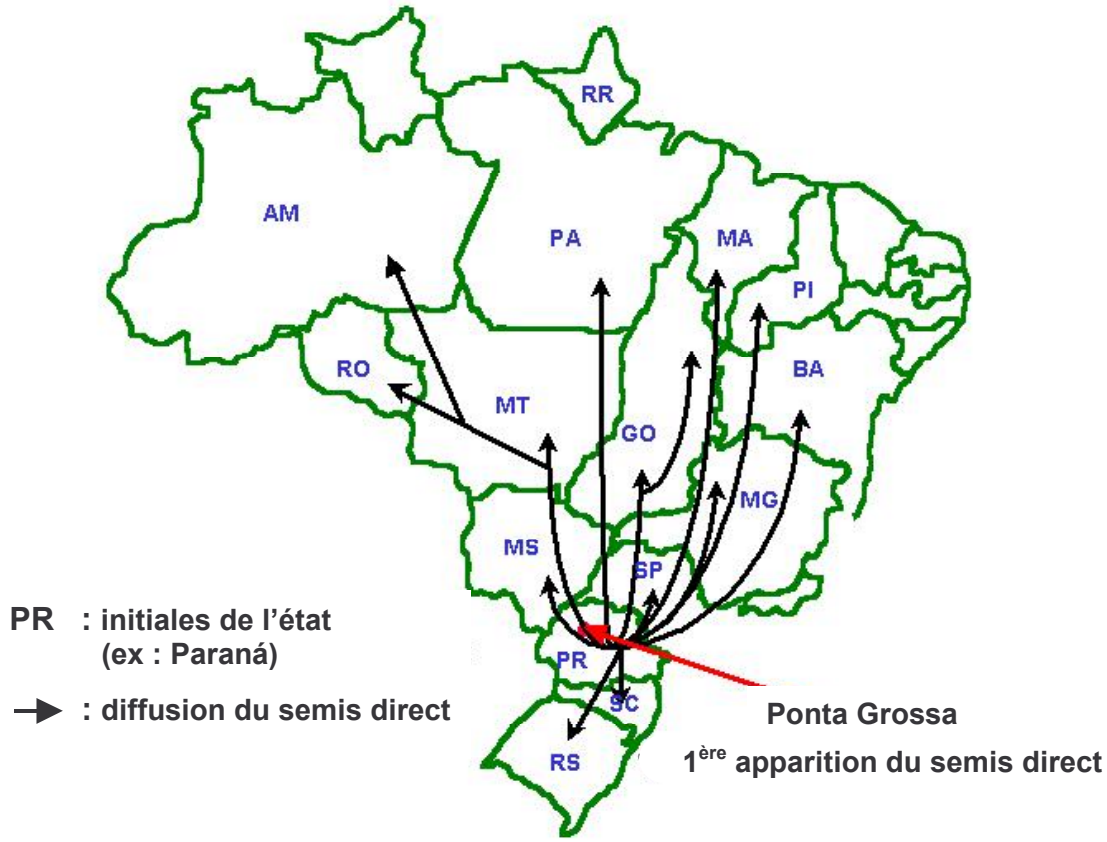


Figure 1.7 : Diffusion du semis direct (modifié d'après Sá, 1993)

B 1 2 Application des SCV modernes aux régions intertropicales

A partir des pays de la zone tempérée, les nouvelles techniques de SCV vont diffuser vers les régions tropicales, principalement dans les systèmes agricoles intensifiés qui génèrent les mêmes problèmes de dégradation des sols qu'aux Etats-Unis mais aggravés par les conditions climatiques tropicales. L'appropriation des SCV s'est faite facilement pour ces systèmes en conditions d'agricultures intensives avec ressources financières suffisantes. A ce titre, le Brésil est un lieu privilégié d'application des SCV depuis les années 1970. La diffusion dans les agricultures familiales des SCV reste récente au Brésil et très partielle.
A côté de la lutte contre l'érosion, se sont ajoutés d'autres objectifs pour la mise en place des SCV, entre autres, la diminution des coûts de production. En effet, avec la montée des taux d'inflation, la situation agricole du Brésil s'est progressivement dégradée à partir des années 80 : augmentation des taux d'intérêts des crédits, blocage des prix des produits agricoles de première nécessité, augmentation du coût du matériel et des intrants, suppression des prix agricoles garantis depuis 1994 (Raunet, 2003).
Ainsi les surfaces cultivées sous SCV au Brésil (Figures 1.6 et 1.7) ont connu une augmentation exponentielle passant de quelques 100 000 ha en 1972 à environ 18 000 000 ha en 2001 (FEDRAPD, 2002). Dans le même temps, les productions concernées par la pratique du semis direct se sont largement diversifiées : maïs, soja, sorgho dans un premier temps, cultures auxquelles se sont ajoutées ensuite le blé, le riz pluvial, le cotonnier et l'arachide. La figure 1.6 illustre l'augmentation considérable des surfaces cultivées en SCV à partir des années 90.

C'est dans la zone subtropicale du Brésil (Figure 1.7), au Sud, dans l'état du Paraná, que la diffusion des SCV a débuté. En effet, avec son relief en pente et ses sols très fragiles, cette région est particulièrement affectée par l'érosion. En 1997, 1 700 000 ha sont concernés par les SCV dans tout le Paraná, avec une concentration des superficies dans le Nord. Cette diffusion touche également les états voisins.

Après les systèmes de production motorisés du Sud du Brésil, les nouvelles techniques de semis direct gagnent la partie tropicale humide du pays à partir des années 80 avec l'avancée des fronts pionniers dans les *Cerrados* puis en Amazonie.
Mise en valeur plus tardivement, cette région se caractérise par un milieu plus fragile, des conditions climatiques "agressives", ce qui accélère encore les phénomènes de dégradation des sols. Le SCV sous ses formes modernes est pratiqué principalement par le même type d'exploitations que précédemment, quoique de taille beaucoup plus importante : il s'agit des grands entrepreneurs privés des *Cerrados*, dans les Etats du Centre-Ouest et de l'Ouest. Etant donné la différence de climat, de nouvelles modalités sont créées.

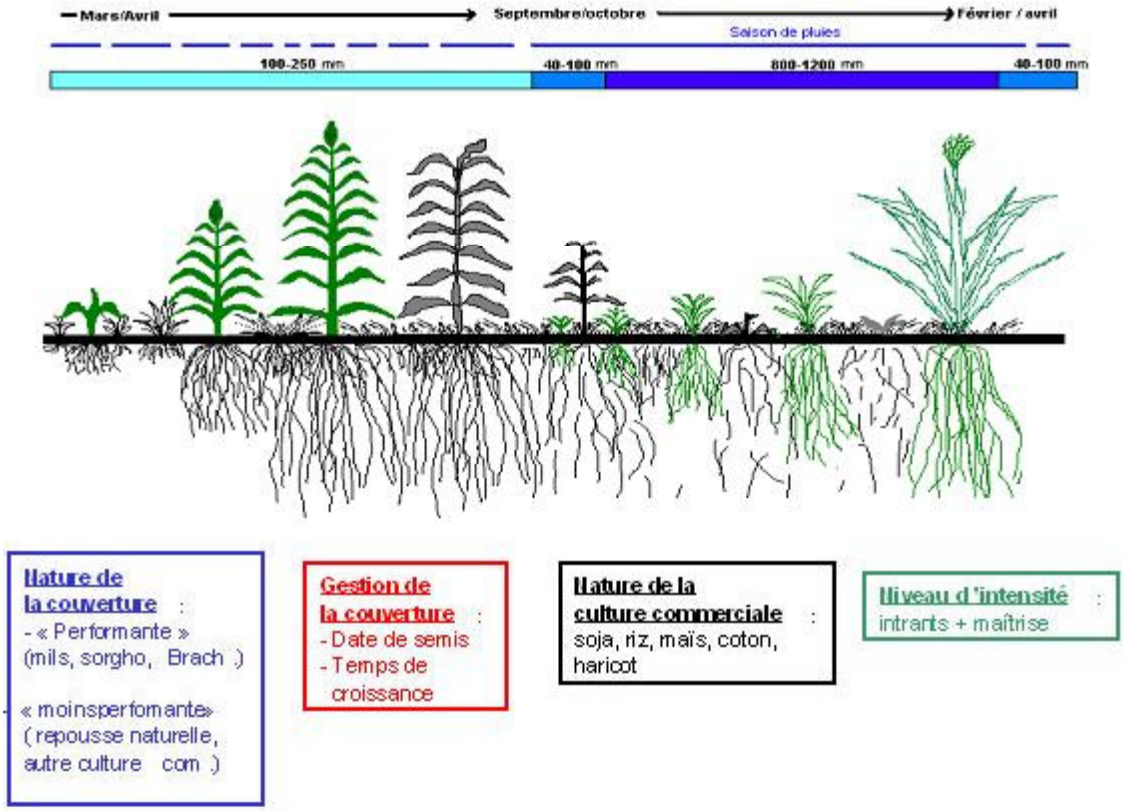


Figure 1.8 : SCV dans les Cerrados sous couvertures végétales : cycle cultural , caractéristiques pluviométriques et itinéraires techniques (modifiée d'après Reyes, 2002)

B 2 Définition et typologie des systèmes SCV en zones tropicales

B 2 1 Définition des SCV

Les SCV se définissent principalement par:

(i) une absence de travail du sol : la parcelle est ensemencée sans aucun travail préalable du sol,

(ii) l'utilisation d'un semoir conçu à cet effet après la récolte de la culture précédente,

(iii) l'insertion d'une jachère ou d'une culture secondaire pour le maintien de la fertilité (couvert végétal),

(iv) l'implantation de(s) culture(s) principale(s) dans les résidus de jachère de récolte (Raunet *et al.*, 1998),

(v) l'élimination des mauvaises herbes, faite, avant et après le semis par application d'herbicides.

Les différents points évoqués dans cette définition sont représentés sur la figure 1.8. Aux caractéristiques des SCV se superposent les différents choix de l'agriculteur : nature de la culture commerciale, niveau d'intensité, nature et gestion de la culture de couverture.

La figure 1.8 montre la coexistence de deux cycles de culture : une culture commerciale (soja, riz, maïs, coton ou haricot) pendant la saison des pluies d'octobre à mars et une culture de couverture pendant la saison sèche. Cette coexistence de 2 cycles va induire de multiples effets en terme de propriétés des sols, de relations sol-plante, d'éventuelles compétitions pour les ressources en eau et azote au niveau de la parcelle.

B 2 2 Les principaux systèmes SCV

De nombreux systèmes SCV existent ; ils sont différenciés, entre autres, par la présence et la nature de l'interculture. On peut ainsi distinguer 3 grands types de SCV : à « couvertures mortes », à « couvertures vivantes », et « mixtes » (Séguy & Bouzinac , 1996).

Dans les systèmes avec couverture morte (SCVm), la couverture ou *mulch* est issue des résidus de récolte et d'une culture ou interculture de renfort fournissant une importante biomasse végétale, implantée avant ou après la culture principale ; elle est totalement desséchée aux herbicides totaux avant le semis direct de la culture ; c'est précisément le cas des SCV conduits sur les parcelles expérimentales de l'EMBRAPA. Parmi les SCVm, on peut distinguer 3 systèmes en fonction de l'origine du paillage :

(i) le paillage est produit par les résidus de récolte de la culture commerciale,

(ii) le paillage est importé d'une autre parcelle,

(iii) le paillage provient d'une culture secondaire de couverture (espèce à croissance rapide) implantée avant ou après la culture commerciale.

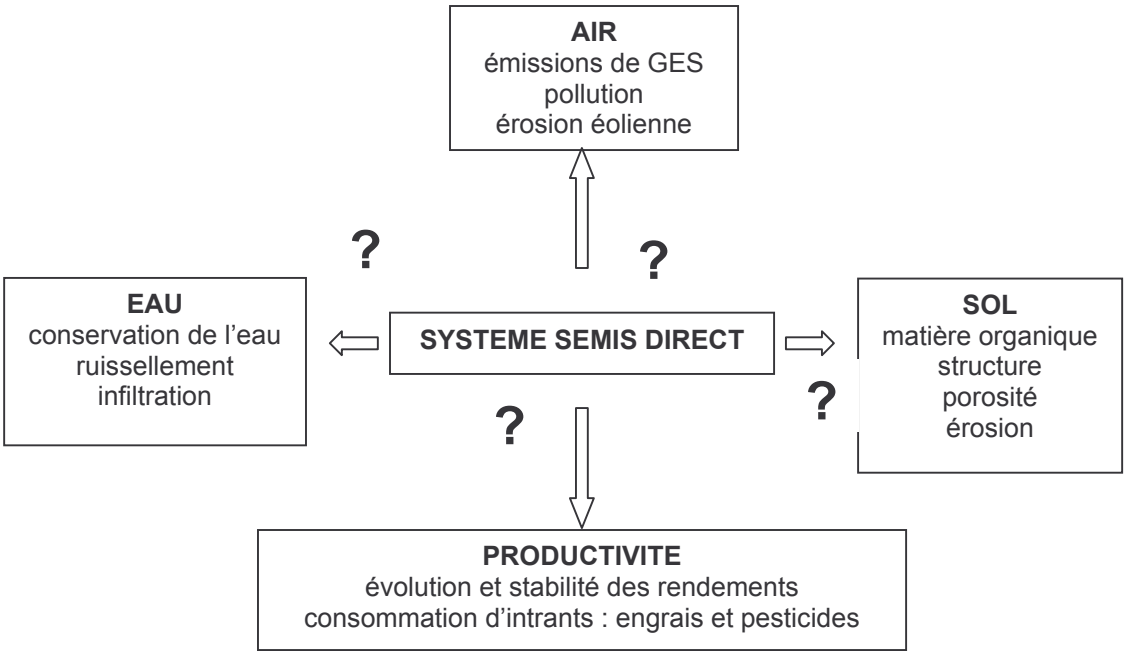


Figure 1.9 : Relation système semis direct, composantes de l'environnement et décisions agricoles (modifié d'après Mrabet, 2001)

Dans les systèmes avec couverture vivante permanente (SCVv), cette dernière est une espèce fourragère pérenne dont la seule partie aérienne a été desséchée tout en préservant les organes de reproduction végétative souterrains ; elle est maintenue en vie ralentie jusqu'à ce que la culture assure un ombrage total ; après la récolte, la couverture vivante couvre à nouveau le sol et peut être pâturée. La culture commerciale est donc implantée sur la couverture dont on a seulement desséché la partie aérienne.

Les systèmes mixtes comportent des successions annuelles avec une culture principale et une seconde culture avec minimum d'intrants (apportant une récolte de grains et une masse végétale importante), associée à une espèce fourragère. Les cultures sont récoltées à la saison des pluies et la culture fourragère permet une production animale en saison sèche. Selon les choix de l'agriculteur et ses possibilités (irrigation ou non), cette couverture constitue une culture intermédiaire (pâturée ou détruite) ou une seconde culture de rente.

B 3 Analyse des effets des SCV

Les effets potentiels des SCV résumés sur la figure 1.9, sont de plusieurs ordres : agronomique, socio-économique et environnemental.

Les aspects agronomique et socio-économique seront évoqués dans les sections (B 3 et B 4 1) ; les conséquences environnementales (impacts physiques, chimiques et biologiques) des SCV seront abordées quant à elles à la section C 4 de ce chapitre.

B 3 1 Avantages agronomiques et économiques des SCV

B 3 1 1 Performances agronomiques

Les avantages en terme de performances techniques concernent principalement l'amélioration des conditions de production : bilan hydrique, bilan thermique, voire bilan édaphique. De façon générale, l'expérience montre souvent une meilleure efficience de l'eau et des nutriments. Les rendements augmentent. Ainsi, en grandes parcelles sur les sols acides ferrallitiques des *Cerrados* au Brésil, et sans irrigation, des rendements exceptionnels (jusqu'à 7 $t.ha^{-1}$ de riz pluvial, 5 $t.ha^{-1}$ de coton et 4,5 $t.ha^{-1}$ de soja) peuvent être atteints, avec une réduction de 30 à 50 % de la fertilisation minérale par rapport à l'agriculture conventionnelle (Séguy & Bouzinac, 1998).

B 3 1 2 Aspects socio-économiques

Outre les aspects positifs sur les plans de la stricte production agricole, ces systèmes sont particulièrement attractifs sur le plan économique du fait de la réduction des temps de travaux et de leur pénibilité, de l'optimisation de l'organisation du travail mais aussi de la réduction pour les grandes exploitations, de la consommation en carburant, des intrants (engrais, pesticides), et des investissements (tracteur, charrue, etc.) (Séguy et Bouzinac, 1998). Du point de vue de l'organisation du travail de l'agriculteur, les SCV par l'alternance de différents cycles culturaux peuvent permettre un décalage des pointes de travail et donc une plus grande flexibilité du calendrier de travail. En dehors de l'achat initial d'un semoir adapté, les exigences du semis direct en machinisme agricole sont relativement réduites. Sur le plan social, la protection du sol est fondamentale car perdre sa terre ou la qualité de sa terre condamne le paysan. La large capacité d'adaptation de ces systèmes aux diverses conditions pédoclimatiques (à travers notamment une plus grande tolérance des cultures aux aléas climatiques), moyens de production, et niveaux d'intensification, les rend aussi accessibles aux différentes catégories d'agriculteurs, y compris les plus pauvres. Dans certains cas (comme celui du

front pionnier du *Mato Grosso* au Brésil), la pratique des SCV peut aider à fixer l'activité agricole et, par là même, réduire l'agriculture itinérante et la déforestation.
Enfin à l'échelle de l'exploitation agricole dans son ensemble, la pratique des SCV peut trouver une valorisation des productions fourragères à travers l'alimentation animale (Lhoste, 2001).

B 3 2 Limites à la pratique des SCV

Après plus de 20 ans de mise en pratique des SCV en zone tropicale, certains inconvénients sont apparus. Ainsi, Tavares & Teissier (1998) signale la mise en place, parfois, d'un état structural du sol relativement compact comme inconvénient du semis direct. Une utilisation accrue de produits phytosanitaires en raison de la coexistence de plusieurs espèces et compte tenu de l'absence de mauvaise saison est également évoquée. En effet, la lutte contre les adventices ne se fait plus avec le travail du sol mais avec des herbicides. Une évaluation écologique de cet aspect est nécessaire.
Toutefois, on peut remarquer que le contrôle des adventices est souvent plus efficace dans les SCVm que dans les SCVv. Ceci est dû en partie à l'existence d'un effet allopathique spécifique en SCVm entre la plante commerciale et les résidus de la plante de couverture en décomposition. Dans ce cas, le besoin de pesticides est réduit ou éliminé. De nombreux essais agronomiques en Europe et aux Etats-Unis ont montré que hormis quelques situations particulières, il est techniquement possible, en simplifiant les techniques culturales, voire en pratiquant le non labour, d'atteindre un niveau acceptable de salissement des parcelles avec des rendements équivalents à ceux obtenus en technique conventionnelle. Mais ces résultats expérimentaux ne reflètent pas toujours la réalité paysanne et dans de nombreux cas, l'itinéraire technique comporte encore deux à trois désherbages supplémentaires par rapport aux pratiques conventionnelles. La présence de résidus en surface peut aussi favoriser le développement de maladies et de parasites des cultures, ce qui peut conduire à une augmentation de l'utilisation des pesticides.
Par ailleurs, les instruments adaptés à la technique du semis direct représentent souvent un investissement et un changement importants du système de production, non accessible ou envisageable pour de nombreux agriculteurs même s'ils procurent par la suite une diminution des charges de mécanisation (Minette, 1999). Le passage aux SCV doit donc s'accompagner d'une réflexion d'ensemble autour des systèmes de production de l'exploitation agricole.

En conclusion, et malgré les inconvénients que nous venons de présenter, les SCV représentent une excellente pratique pour une gestion conservatoire des sols des *Cerrados*.

B 4 SCV, fertilité et conservation de la ressource sol

L'agriculture, à travers fertilisation, travail du sol et irrigation, peut modifier les relations au sein du système sol-plante et conditionner les sorties que sont les rendements et les effets sur l'environnement (Sébillote, 1978). L'introduction des SCV a pour but d'obtenir, avec une couverture du sol la plus permanente possible dans le temps et dans l'espace, un « système plus fermé » où les éléments lixiviés sont repris par les racines présentes en profondeur. Les pertes sont donc limitées, contrairement à ce qui peut se passer dans le cas d'un horizon travaillé où ce travail du sol peut accélérer la minéralisation de la matière organique (Naman *et al.*, 2001). Avec le labour, le système est plus « ouvert » du point de vue de la circulation des nutriments et nécessite, à terme, des apports croissants d'intrants (Dounias 2001). L'introduction des SCV n'est donc pas seulement une innovation technique simple mais une véritable innovation de système. Par rapport aux systèmes conventionnels avec travail du sol, les SCV, par la seule introduction des paillis perturbent profondément le fonctionnement du système sol-plante. On peut alors parler de système sol-paillis-plante. En conséquence, l'état et le fonctionnement des parcelles agricoles sous SCV vont s'en trouver considérablement affectés (Figure 1.9).

B 4 1 Effet des SCV sur les propriétés physiques des sols

L'introduction des SCV participe à la conservation, voire l'amélioration, de la ressource sol, par le maintien du sol en place, par la lutte contre l'érosion et par la régénération de sa fertilité. L'érosion et ses conséquences souvent spectaculaires, observées dans des systèmes agricoles intensifs et fortement mécanisés, ont été des facteurs déterminants pour la mise au point des SCV. C'est pourquoi, lutter contre les phénomènes de dégradation de l'état physique des sols d'une part, et régénérer la structure des sols dégradés d'autre part, sont deux objectifs essentiels attendus dans la mise en œuvre de ces techniques.

B 4 1 1 Effet des SCV sur la porosité et l'agrégation

Dans les systèmes SCV, les plantes de couverture permettent de fragmenter le sol grâce à l'action de leurs racines. A cet égard, des graminées comme le sorgho et le mil, à enracinement profond, ainsi que des plantes à racines pivotantes comme les *Crotalaria* jouent un rôle particulièrement actif. De plus, l'introduction d'une d'une couverture végétale, et par là même l'augmentation des restitutions organiques en surface, enrichit les horizons superficiels en MO (cf. B 4 3). Essentielle dans l'édification de la structure stable du sol (Kouakoua *et al.* 1996, Feller & Beare, 1997), la MO contribue ainsi aux propriétés de perméabilité et d'aération du sol et favorise la vie biologique dans le sol, ce qui participe également à l'augmentation de la porosité (creusement de galeries).

Comparativement au labour conventionnel, les SCV entraînent :

(i) une augmentation de la proportion des pores moyens (de 0,2 à 50 µm) dans les couches superficielles du sol (< 20 cm) au détriment des macropores, ceci sans augmentation de la porosité totale,

(ii) une augmentation de la porosité totale par contre en profondeur (<30 cm) (Derpsch *et al.*, 1991).

Une porosité stable nécessite une stabilisation de l'agrégation, un processus souvent observé sous SCV. La macrofaune du sol joue également un rôle considérable dans cette stabilisation. Les vers de terre, les termites et les fourmis, qui sont les principaux groupes composant la macrofaune (> 1 cm),

sont souvent appelés les ingénieurs du sol à cause de leur rôle majeur dans la porosité et la structure du sol (B 4 2 2).

B 4 1 2 Conséquences sur les propriétés hydriques

La couverture végétale, morte ou vivante, retient l'eau des pluies sur le sol, diminue le ruissellement, favorise la porosité et la formation d'agrégats stables. Il en résulte une augmentation de l'infiltration (Triomphe, 1996) et une diminution de l'érosion. Plus le taux de recouvrement du sol est élevé, plus le taux d'infiltration (exprimé en pourcentage des précipitations) est important (Derpsh *et al.*, 1991). Ainsi, dans l'Etat de Jalisco au Mexique, Scopel *et al.* (1999) ont montré que le ruissellement est quasiment inversement proportionnel à la quantité de matière végétale qui recouvre le sol.
La couverture végétale permanente peut également réduire l'évaporation et tamponner les températures (Findeling, 2001). Pour toutes ces raisons, le choix des plantes de couverture est primordiale : des plantes avec un système racinaire puissant peuvent favoriser l'utilisation de l'eau profonde du sol pour la production de biomasse durant la saison sèche (exemple de la *Crotalaria*). De plus, la capacité de rétention en eau du sol peut se trouver augmentée en raison de l'augmentation des teneurs en MO induites par ces systèmes.

B 4 2 Effet des SCV sur les activités biologiques et la décomposition de la MO

Par activité biologique des sols, on entend à la fois la présence et l'activité de la biomasse microbienne et de la macrofaune. Les effets d'un paillis de résidus associé au non travail du sol sur le fonctionnement biologique d'un écosystème cultivé peuvent être importants (Kushwaha *et al.*, 2000).

B 4 2 1 Effet des SCV sur les microorganismes

Les résidus de culture sont une source importante de nourriture pour les microorganismes du sol. Le paillis de résidus associé à un non travail du sol dans les SCV agit sur la fertilité de ce dernier en enrichissant en matière organique (MO) la couche de surface et en stimulant son activité biologique (Crovetto Lamarca, 1996; Kushwaha *et al.*, 2000; Rhoton, 2000).
En effet, le paillis favorise le développement de microorganismes adaptés (Findeling, 2001; Crovetto Lamarca, 1996; Néel, 1996), le plus souvent favorable à la culture et qui activent la dégradation de la MO du sol et sa biodisponibilité (Néel, 1996). Kushwaha *et al.* (2000) montrent en particulier qu'un paillis de résidus de riz sur un sol non travaillé entraîne une augmentation importante de la biomasse microbienne du sol. Des travaux préliminaires, dans le cadre d'un DEA (Metay, 2001), sur le dispositif de la thèse ont confirmé ce résultat.

B 4 2 2 Effet des SCV sur la macrofaune

Le paillis de résidus fournit donc en climat semi-aride tropical des conditions favorables (amplitudes thermiques dans le sol amorties, évaporation limitée) au développement d'une macrofaune. Certaines espèces de la macrofaune, comme les termites, utilisent les résidus pour leur alimentation (Findeling, 2001). Dans le rapport INIFAP (1997) (cité par Findeling, 2001), il est clairement montré que les SCV peuvent contribuer à augmenter de façon importante les populations bénéfiques ou non de la macrofaune (Scopel (1994)) entraînant une plus grande richesse et, le plus souvent, une plus grande stabilité du sol. Ceci est d'autant plus que la couverture de paillis est importante. De manière générale, la macrofaune du sol, par action de fragmentation physique, accélère le processus initial de décomposition (Tiessen *et al.*, 1998 ; Lavelle & Spain, 2002). Parmi les espèces bénéfiques, on trouve les vers de terre. Ces derniers créent de nombreux macropores et rejettent à la surface du sol des

turricules riches en MO. Les macropores favorisent la colonisation radiculaire, améliorent la capacité d'infiltration du sol et permettent ainsi une meilleure distribution la matière organique dans l'horizon travaillé par les vers (Crovetto Lamarca, 1996; Zachmann & Linden, 1989). La présence de vers de terre peut augmenter de 30% la vitesse de dégradation des résidus (Zachmann & Linden, 1989). En cela, ils sont de bons indicateurs de la qualité biologique du sol (Lavelle, 2000; Lobry de Bruyn, 1997) et ils ont un rôle fondamental à jouer dans l'agriculture de conservation. *A contrario*, le travail du sol détruit l'habitat des vers de terre, concentrés essentiellement dans les 10 premiers centimètres de sol, et perturbe leur activité (Crovetto Lamarca, 1996).
Enfin, Mando (1997) montre que l'utilisation d'un paillis peut permettre, en présence de termites, d'améliorer la structure physique du sol mais aussi d'augmenter son activité microbiologique (chambres à champignon) et la libération de nutriments pour la culture.

B 4 3 Effet des SCV sur les propriétés chimiques

Les taux de minéralisation des MO du sol sont, sous climat tropical, généralement supérieurs à ceux sous climat tempéré en raison notamment d'une activité biologique plus élevée. Le compartiment à taux de renouvellement élevé des MO du sol a une grande importance dans le maintien de la fertilité et doit donc être alimenté en continu par des apports organiques (Tiessen *et al.*, 1998; Smith *et al.*, 1994). Il représenterait environ un quart à un tiers du total des MO du sol en milieu tempéré et une plus faible proportion en zone tropicale (Duxburry *et al.*, 1989; Zech *et al.*, 1997). Ce compartiment est principalement formé par la biomasse microbienne morte et vivante, des produits microbiens, des résidus végétaux et des acides aminés (Paul & Clark, 1989; Mary & Guérif, 1994). Les indicateurs biochimiques de la décomposition de la MO du sol sont, à côté du rapport C/N, les teneurs en C soluble (sucres), en fibres (méthode Van Soest (1963)) et en polyphénols (Heal *et al.*, 1997; Mary *et al.*, 1996).

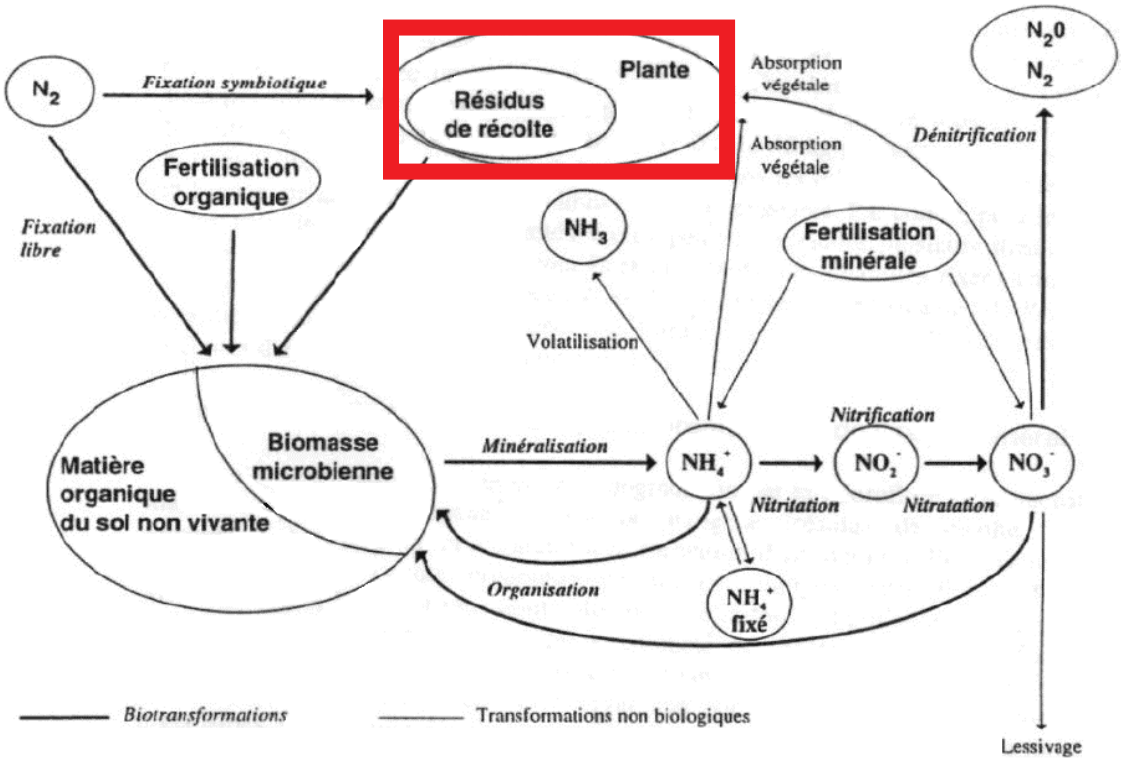


Figure 1.10 : Transformations de l'azote dans le système sol-paillis (Nicolardot et al., 1997), cité par Findeling (2000)

B 4 3 1 Augmentation des teneurs en MO du sol

Pour l'étude des conséquences des SCV sur l'évolution des MO et du C du sol, il est important de bien séparer deux pas de temps différents: un pas de temps annuel qui définit le devenir des biomasses végétales fraîches apportées à chaque cycle au système et un pas de temps pluriannuel au cours duquel se définissent les tendances évolutives des différents compartiments de MO du sol (Niane-Badiane *et al.,* 1999). En effet, l'augmentation du stockage de la MO du sol par les SCV ne s'explique pas uniquement par le niveau ou la qualité des restitutions organiques mais aussi, éventuellement, par une protection physique accrue contre la minéralisation de la MO stockée, en particulier celle stockée au sein d'agrégats stables (Chevallier, 1999) ; ceci conduit à un ralentissement des vitesses de biodégradation (Balesdent *et al.*, 2000). Le seul non-labour permet en effet :

(i) d'éviter une dilution de la matière organique des horizons de surface par les horizons de profondeurs et donc de conduire à une diminution de la stabilité structurale,

(ii) de conserver voire d'augmenter la stabilité structurale en SCV ce qui favorise *in fine* la protection de la MO.

Par ailleurs, la décomposition de la MO dépend aussi des conditions climatiques et pédoclimatiques. Elle est active en période humide et chaude mais faible en période sèche ou froide (Triomphe, 1999). Les SCV modifiant le pédo-climat (humidité, température) du sol, on peut s'attendre à ce que leur pratique influence également la vitesse de décomposition des MO. Enfin, celles-ci dépendent aussi de la qualité (rapport C/N, teneur en lignine, etc.) des MO restituées. *In fine*, cette modification de l'horizon superficiel par accroissement des restitutions et éventuellement diminution des pertes peut participer à l'augmentation du taux de MO du sol et fournir ainsi un supplément de nutriments (azote en particulier) aux plantes (Reyes, 2002).

La section C 4 de ce chapitre détaille les effets connus ou supposés du semis direct en terme de séquestration de C au niveau du système sol-plante.

B 4 3 2 Disponibilité de l'azote

Dans les écosystèmes, l'offre en N d'origine organique est lente comparée à celle des apports minéraux des agrosystèmes mais elle offre ainsi l'avantage d'occasionner moins de pertes sous formes gazeuses ou liquides (Zech *et al.*, 1997). La figure 1.10 met en avant la complexité du cycle de l'azote quand les sources pour l'agrosystème sont d'origine minérale et organique.

L'introduction d'un paillis de résidus de récolte sous SCV (ou dans tout autre système de culture) va interférer considérablement sur le cycle de l'azote (Figure 1.10) dans la mesure où le paillis sera à la fois source d'azote organique et puits d'azote minéral. Les litières riches en N peuvent être une source en N rapidement disponible et constituer donc une source directe pour la culture suivante. Toutefois elles peuvent être aussi un compartiment d'immobilisation d'azote minéral. La proportion de N immobilisé est fortement liée à la qualité des résidus puisque l'immobilisation augmente avec le rapport C/N (Singh *et al.*, 1999). Les dynamiques de C et N dans le sol sont donc toujours liées à la vitesse de minéralisation des paillis (Mary *et al.*, 1996; Recous *et al.*, 1992).

Ainsi, Recous *et al*. (1995) ont montré la dépendance des cycles de C et N du sol avec la taille et la localisation des pailles, le labour du sol, l'enfouissement ou non des résidus de récolte, les apports d'azote. Owens et Edwards (1993) ont montré, pour une rotation riz-soja, que la perte de nitrate par ruissellement est 3,5 fois plus importante pour un sol labouré que pour des sols cultivés sans labour.
La dynamique de l'eau est majeure pour le devenir de l'azote. Ainsi, Singh *et al.* (2002) ont évalué les flux superficiels de NO_3^-, NH_4^+ et NO_2^-. Ils constatent que l'azote nitrique peut se perdre très rapidement au cours des deux ou trois premières pluies ruisselantes et l'azote ammoniacal en une seule fois par ruissellement. Schroth *et al.* 2001 mentionnent que la combinaison d'une légumineuse avec la culture principale dans les systèmes agricoles permanents permet une réutilisation de l'azote minéral et donc la réduction des éventuelles lixiviations de nitrate. Reyes (2002), pour les mêmes dispositifs que ceux étudiés dans cette thèse, a montré qu'en l'absence de cultures d'intersaison (OFF), l'important stock résiduel d'azote minéral dans le sol a été rapidement lixivié. En présence d'une culture d'intersaison, le stock résiduel apparaît beaucoup plus limité. L'azote est rapidement restitué dans le cas du paillis enfouis (LP) et plus lentement dans le cas du semis direct sur paillis de résidus (SCV). En tout état de cause, les pertes d'azote par lixiviation apparaissent nettement réduites en présence de plantes de couverture: 63 kg N ha^{-1} (SCV) ou 64 kg N ha^{-1} (LP), par rapport au traitement conventionnel: 150 kg N ha^{-1} (OF). Ces quantités restent importantes et laissent penser que des améliorations sensibles sont possibles en matière de gestion raisonnée de la fertilisation azotée.
Par ailleurs, en terme de flux d'azote, l'activité de la biomasse microbienne du sol génère deux composantes: un flux brut d'immobilisation par les micro-organismes pour pouvoir dégrader la matière organique et, simultanément ou un peu plus tard, un flux brut de minéralisation résultant de l'activité de dégradation de la matière organique. Le flux net de minéralisation résultant est généralement négatif dans un premier temps puis positif une fois le processus de dégradation bien amorcé (Mary *et al*., 1996). Le phénomène d'inversion du flux net peut se produire de façon violente, suite à une activité intense de la biomasse microbienne. Il se traduit alors par une libération très forte d'azote minéral localisée dans le temps, on parle de pic de minéralisation (Birch, 1958; Ganry *et al*. 2001).

B 4 3 3 Autres propriétés chimiques

L'ensemble des propriétés chimiques du sol est affecté par la pratique du semis direct et l'introduction d'une plante de couverture. Ainsi, dans une étude sur le semis direct comme pratique de conservation des sols des Cerrados, Blancaneaux *et al.* (1993) montrent que les profils de sol sous SCV présentent, contrairement aux systèmes conventionnels, des valeurs favorables en ce qui concerne le pH et la saturation en aluminium, dans la couche supérieure principalement. Ardenghi (1989) travaillant sur un sol ferrallitique de la région des *Cerrados* constate des teneurs plus importantes en phosphore soluble dans les premiers horizons du sol sous semis direct. Phillips *et al.* (1980) insistent sur le fait que l'accroissement de la MO du sol sous semis direct facilite la diffusion du phosphore vers les racines. De manière générale, Silveira *et al.* (2000) soulignent que les concentrations en éléments chimiques (phosphore et potassium par exemple) sont plus élevées sous SCV qu'en système conventionnel d'où une augmentation du taux de saturation (Testa *et al.*, 1992).

Tableau 1.1 : Evolution de la concentration des principaux GES de la troposphère affectés par l'activité humaine ; évaluation de leur contribution respective au forçage radiatif, (d'après GIEC, 2001).

GES	*H_2O*	*CO_2*	*CH_4*	*N_2O*	*CFC-11*	*CFC-12*	*HCFC-22*	*CF_4*
Concentration préindustrielle	/	280 ppmv	700 ppbv	275 ppbv	0	0	0	40 ppbv
Concentration en 1998	10 000 ppm environ	365 ppmv	1745 ppbv	314 ppbv	268 ppbv	533 ppbv	132 ppbv	80 ppbv
Augmentation annuelle		1,5 ppmv 0,4%	7 ppbv 0,6%	0.8 ppbv 0,25%	-1,4 pptv 0%	4,4 pptv 1,4%	5 pptv 5%	1 pptv 2%
Durée de vie (années)	0,02	50 à 200	8,4 à 12	114 à 120	45	100	12	50 000
Contribution au forçage radiatif		1,46 Wm^{-2} 60 %	0,48 Wm^{-2} 19,8 %	0,15 Wm^{-2} 6,1 %	0.07 Wm^{-2} 2,9 %	0,17 Wm^{-2} 7,0%	0,03 Wm^{-2} 1,2%	0,003 Wm^{-2} 0,1 %
Potentiel de réchauffement global	8	1	23	296	4600	10600	1700	5700

ppmv : partie par million en volume (10^{-6}) ; ppbv : partie par milliard en volume (10^{-9}) ; pptv : partie par trillion en volume (10^{-12})

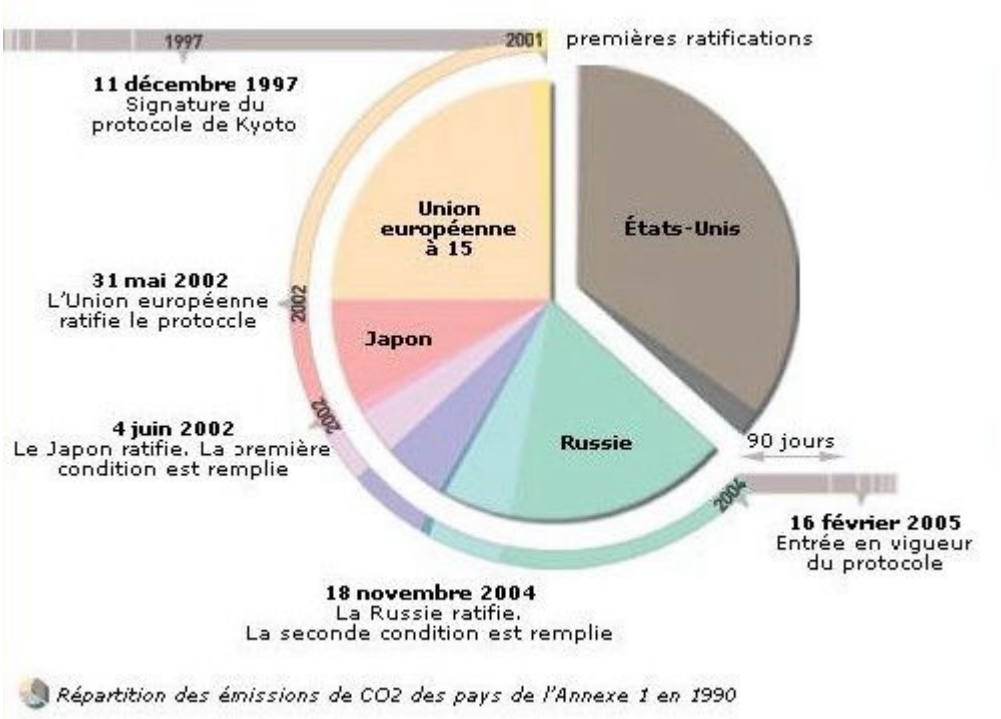


Figure 1.11 : Prise de conscience internationale des problèmes liés au réchauffement climatique (le Monde 8 juillet 2005)

C La séquestration du carbone

C 1 L'effet de serre, l'agriculture et l'importance du compartiment sol

Les GES désignent l'ensemble des gaz d'origine naturelle ou anthropique qui participent à l'effet de serre, c'est à dire au phénomène de rétention thermique dû à l'absorption sélective de l'atmosphère qui laisse passer la lumière visible mais arrête le rayonnement infrarouge (Figure 3.1). Ces gaz sont extrêmement divers (Tableau 1.1). Certains, tels les chloro-fluoro-carbones (CFCs) sont exclusivement produits par les activités humaines. D'autres, tels le méthane (CH_4) et le dioxyde d'azote (N_2O), résultent à la fois de processus naturels et anthropiques. Les GES ont des durées de vie très variables : 1,4 an pour CH_3CHF_2, supérieure à 50 000 ans pour le perfluorométhane (CF4). Leur efficacité potentielle vis-à-vis du réchauffement global est aussi très variable. Par définition, le pouvoir de réchauffement global (ou PRG) du CO_2 est égal à 1. Ainsi, CH_4 et N_2O sont respectivement 23 et 296 fois plus efficaces que CO_2. Le plus abondant des GES est la vapeur d'eau (H_2O) avec une teneur moyenne de 10 000 ppm. Les autres GES sont présents dans l'atmosphère en très faibles quantités : la concentration actuelle du CO_2 dans l'atmosphère est de 365 ppmv et celles de CH_4 et N_2O sont respectivement de 1745 et 314 ppbv (GIEC, 2001).

Au début des années 1990, à travers la multiplication de conférences internationales sur le climat et l'environnement et notamment celle de Kyoto en 1997 (Figure 1.11), la communauté internationale a pris conscience de l'importance potentielle que représente, pour le changement climatique, l'augmentation des concentrations de GES d'origine anthropique dans l'atmosphère (principalement CO_2, CH_4, et N_2O), et de la nécessité de les diminuer.
Le protocole de Kyoto, lancé par l'ONU pour lutter contre les GES, fixe des objectifs chiffrés à 38 pays industrialisés (ou « pays de l'Annexe 1 ») : réduire les émissions, entre 2008 et 2012, de plus de 5% par rapport à 1990, où elles représentaient 70 % des émissions mondiales. L'entrée en vigueur du protocole grâce à la ratification fin 2004 de la Russie, date de février 2005 suite à plus de 55 ratifications dont celles de « pays de l'Annexe 1 » totalisant plus de 55% des émissions de l'Annexe 1 en 1990

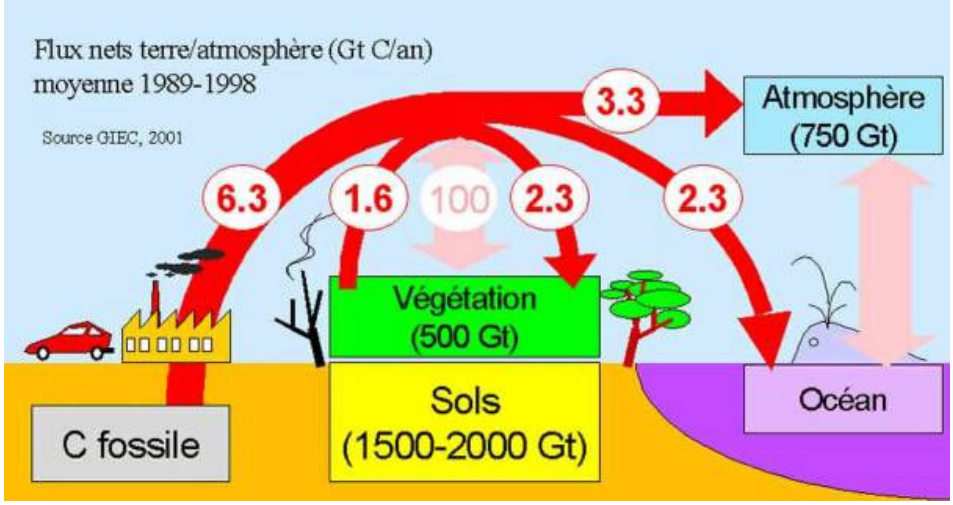


Figure 1.12 : Le cycle du C terrestre: le C du sol et le bilan mondial du C d'après le Programme International Géosphère Biosphère (IGBP,1998) et (IPCC, 2000)

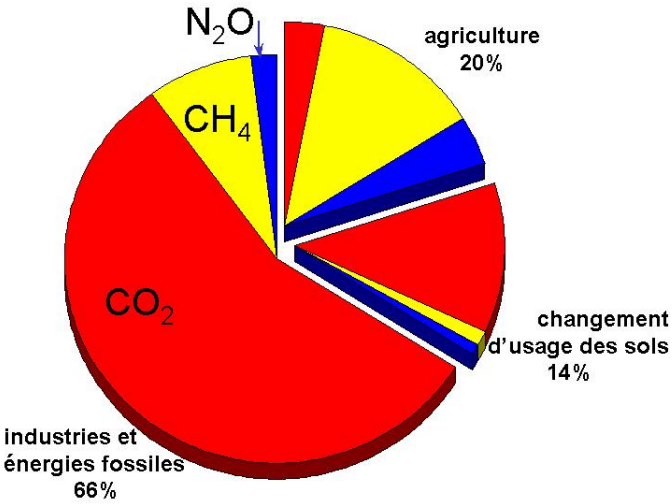


Figure 1.13 : Contribution des différentes activités anthropiques au pouvoir radiatif global – part respective des principaux GES (modifié d'après IPCC-SAR, 1996)

Au sein du continuum sol-plante-atmopshère, le sol représente le plus gros réservoir de C avec un stock compris entre 1500 et 2000 Gt (Figure 1.12). L'agriculture au sens large, par la production agricole et le changement d'usage des sols (déforestation par exemple), participe pour 34 % à l'augmentation des GES dans l'atmosphère (Figure 1.13). La répartition entre les 3 principaux GES de ce pouvoir radiatif montre pour l'agriculture *sensu stricto* une prédominance des émissions de CH_4 et N_2O dans sa contribution au pouvoir radiatif global (Oliver, 2004). Pour diminuer les concentrations de GES dans l'atmosphère, deux types d'actions doivent être envisagées:

(i) diminuer les sources autrement dit diminuer le niveau des émissions de GES,

(ii) augmenter les puits autrement dit favoriser le transfert et stockage des GES dans d'autres compartiments terrestres où ils seraient stabilisés, par exemple, sous forme de sédiments carbonatés, de biomasse végétale ligneuse et/ ou de MO.

Le sol à travers sa MO représente donc un compartiment de stockage des GES en général, et du CO_2 en particulier.

Les termes "séquestrer" et "séquestration" sont souvent utilisés pour nommer ce phénomène de transfert, transformation et de stabilisation de ces GES de l'atmosphère dans d'autres compartiments. Ces appellations renforcent le côté spectaculaire du phénomène et exercent un effet médiatique.

Le niveau des stocks de C du sol, donc de piégeage de CO_2, peut varier fortement (augmentation ou diminution) selon le mode d'usage des terres et des pratiques culturales. Autrement dit, le sol peut jouer le rôle de source ou puits de C par rapport à l'atmosphère, et ceci, d'autant plus qu'il représente un pool de C très important (Figure 1.12).

Ces variations concernent surtout les horizons de surface (de 0 à 30 cm de profondeur), et sont dues, à l'échelle parcelle, à divers facteurs:

(i) le type de sol (minéralogie, texture, structure),

(ii) la quantité et la qualité des restitutions organiques,

(iii) les transferts de matières organiques sous formes solide (dépôt, érosion) et soluble (ruissellement, lixiviation).

Ainsi, par son mode de gestion des sols, l'homme peut espérer agir sur les flux de C gazeux (CO_2, CH_4) et d'oxyde nitreux (N_2O) entre les agro-écosystèmes continentaux et l'atmosphère, pour un meilleur contrôle des flux de GES.

C 2 Définition et évaluation de la « séquestration de carbone » au niveau du système sol-plante

C 2 1 Définition de la séquestration de carbone

Les gaz CO_2, CH_4 et N_2O n'ont pas le même potentiel de réchauffement global (PRG) (Tableau 1.1). À partir de CO_2 comme unité de mesure, on peut évaluer par simple calcul les flux de CH_4 et N_2O en équivalents CO_2 ou C-CO_2. Aussi l'IRD distingue bien la notion de « stockage de C » dans la plante ou le sol (qui est le C organique provenant, entre autres, du CO_2 atmosphérique) de la notion de « séquestration du C » qui est le bilan complet exprimé en équivalent C-CO_2, de l'ensemble des flux de GES, donc le stockage de C provenant du CO_2 atmosphérique + les flux de CH_4 et N_2O (Bernoux *et al.*, 2006).

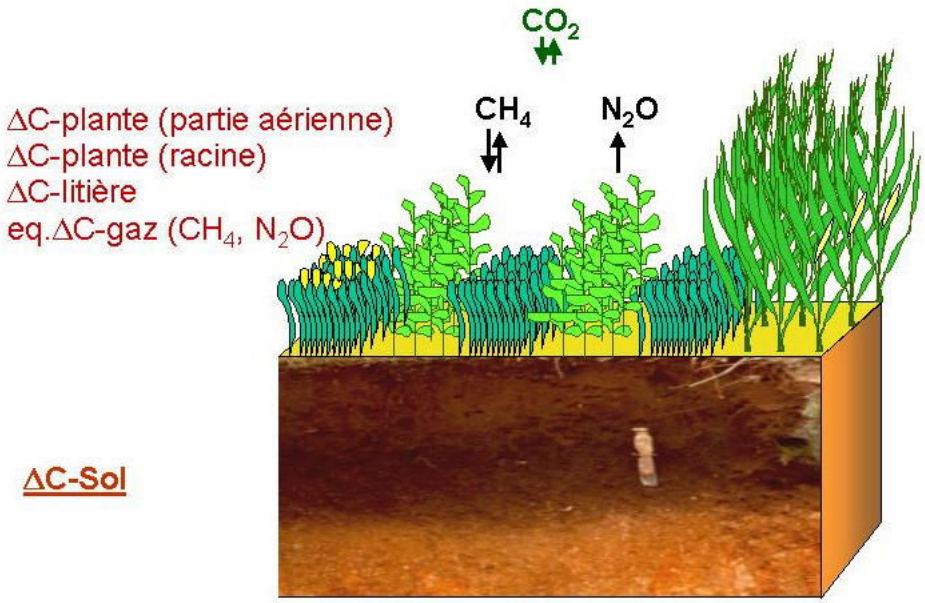


Figure 1.14 : Approche du bilan C à l'échelle de l'agrosystème (d'après Bernoux* et al.*, 2006)

C 2 2 Problèmes méthodologiques pour l'évaluation de la séquestration du C à l'échelle parcellaire

L'évaluation *in situ* de la séquestration du C peut donc se faire par la prise en compte (Figure 1.14):

(i) de la mesure des stocks de C (plante – litière – sol) qui est une approche des flux de CO_2,

(ii) de la mesure des flux de N_2O et CH_4 ,exprimés alors en équivalents C-CO_2.

C 2 2 1 Flux de CO_2 au niveau du système sol-plante

Deux méthodologies sont envisageables :

(i) celle basée sur des mesures directes de flux de CO_2,

(ii) celle basée sur les variations de stocks de C dans l'ensemble plante + litière + sol.

Mesures directes de flux de CO_2

Les mesures de flux de CO_2 font appel à plusieurs types de techniques :

(i) micrométéorologique (sol-plante),

(ii) en continu à la surface du sol,

(iii) en discontinu à la surface du sol.

De manière générale, les mesures (que nous ne décrivons pas en détail) d'échanges de gaz entre le sol et l'atmosphère, présentent l'avantage de fournir des données indépendantes de celles obtenues par la mesure des stocks de C du sol. Mais elles présentent plusieurs limites, en particulier pour les méthodes micrométéorologiques: elles nécessitent une infrastructure coûteuse et peu de sites sont actuellement équipés; elles ne donnent pas le stockage de C dans le sol, puisque le bilan mesuré intègre l'ensemble du système sol-plante, y compris la partie exportée lors de la récolte (Arrouays *et al.*, 2002). Le GIEC note que la fiabilité actuelle de ces méthodes n'est pas suffisante pour constituer la base des estimations des stockages, mais qu'elles peuvent en revanche servir à la vérification en tant que méthode indépendante., en complément de celles visant à l'évaluation des flux par compartiments : plante, litière, sol.

Mesures à partir des « stocks de C » du système sol-plante

L'estimation des stocks de C dans la plante et la litière pose également moins de problèmes que celle concernant les sols. Par ailleurs, dans les sols agricoles (hors les systèmes « forestiers » (reforestation, plantations sylvicoles, agroforesterie), les variations de stocks de C dans le compartiment plante sont souvent négligeables car le turn-over du C séquestré dans ce compartiment est très rapide, inférieur généralement à 1 an et pratiquement tout le C stocké l'est sous forme de MO dans le sol. Seul le stockage de C dans le sol a donc de l'importance pour l'ensemble du système sol-plante. Ainsi, nous ne détaillerons ici que les aspects stockage de C dans le sol.

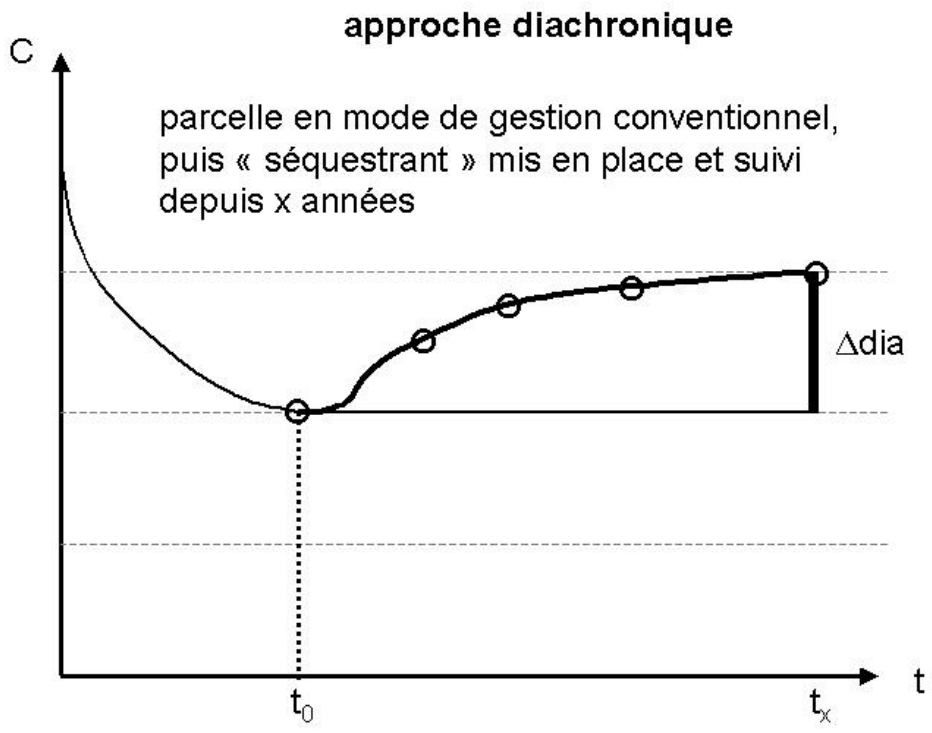


Figure 1.15 : Principe de l'approche diachronique. Cercles noirs : déterminations des stocks de C (adapté d'après Bernoux* et al. *,2006)

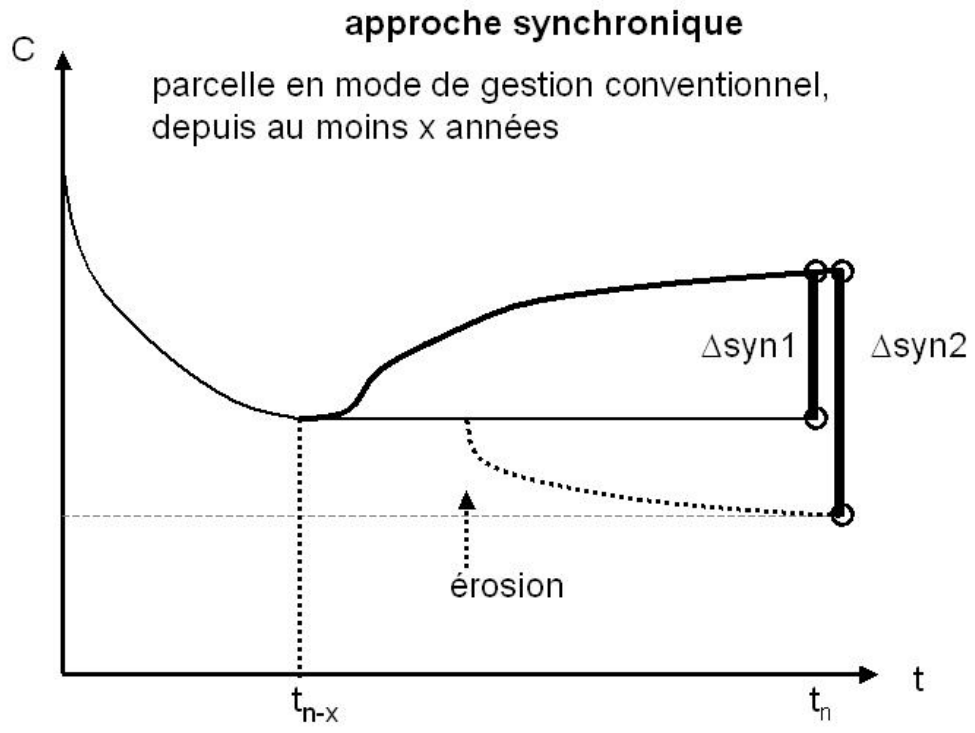


Figure 1.16 : Principe de l'approche synchronique. Cercles noirs : déterminations des stocks de C (adapté de Bernoux* et al. *,2006)

La grande variabilité des stocks de C et de leurs accroissements annuels rend difficile la mise en évidence de faibles variations relatives de ces stocks pendant une période courte (annuelle). Aussi, les stockages sont souvent référés à une "ligne de base", qui peut être variable selon les objectifs des études : usages du sol et des techniques, effets du changement climatique, etc. (Expertise scientifique collective INRA, 2002). Du fait de la variabilité spatiale, les nombres d'échantillons et d'analyses nécessaires pour certifier une variation des stocks de C du sol peuvent être très élevés.

Les essais de longue durée (chronoséquences) sont particulièrement utiles pour l'étude de la dynamique du C dans le sol en fonction d'une technique culturale ou d'un changement d'usage des terres.

Les méthodes de mesure des variations des stocks de C peuvent reposer sur des inventaires de végétation, des inventaires forestiers, des analyses de produits et débris ligneux, des inventaires du sol et de la litière, enfin des analyses des stocks de C dans le sol et dans la litière. Or, lors de l'évaluation des stocks de C dans le sol, on ne tient souvent pas compte de la MO des litières foliaires ou racinaires. Cependant, pour les sols cultivés, les résidus des cultures, les cultures de couverture et de manière générale, le paillis sont des compartiments importants de l'écosystème cultivé dans la mesure où la matière végétale en surface peut être ensuite incorporée à la MO du sol.

L'approche du bilan C par évaluation des changements des stocks de C dans le sol peut se faire selon 2 méthodes :

(i) la méthode diachronique : on mesure le stock de C du sol d'une même parcelle au temps 0 puis au temps t après t années de différenciation par un nouvel usage des terres ou itinéraire technique. Le changement de stock est représenté par Δdia sur la figure 1.15.

En mesurant la quantité de C à plusieurs années d'intervalle, on peut donc savoir si un certain type de gestion a entraîné un gain ou une perte de C.

(ii) la méthode synchronique : on étudie 2 parcelles dont l'itinéraire technique a été modifié il y a x années à partir d'un état initial commun à t_{n-x}: le changement de stock est présenté en Δsyn1 sur la figure 1.16.

C'est la méthode que nous avons choisie dans ce travail pour l'étude des effets du passage d'un système conventionnel à un système semis direct sur le stockage de C. Il faut toutefois que les systèmes soient différenciés depuis de nombreuses années (minimum 4) pour espérer mesurer des différences significatives des stocks de C dans les 2 parcelles. A cet obstacle, peuvent s'ajouter des fluctuations des stocks de C du sol qui n'entrent pas dans le bilan de la séquestration, comme des processus d'érosion sur l'une des parcelles illustrés sur la figure 1.16 par la variation Δsyn2 – Δsyn1 due au C perdu par érosion sur la parcelle initiale servant de référence. Dans ce cas, la mesure synchronique au temps t_n donne une valeur de stockage de C qu'est Δsyn2 largement surestimée par rapport à la réalité Δsyn1 mais qui n'est pas mesurable.

Ces deux méthodes présentent comme beaucoup d'autres des inconvénients, dans le problème de la représentativité des sondages effectués, de l'intégration à l'échelle parcellaire puis du terroir, de la généralisation et la spatialisation des données, de la prise en compte à l'épaisseur du sol, etc.

Tableau 1.2 : Complémentarité des méthodes micrométéorologiques et par chambres pour les mesures de flux de N_2O par les sols (Girard M.C. (ed),2002)

	Méthode des chambres statiques	**Méthodes micrométéorologiques**
Contraintes d'équipement		
coût d'installation	de l'ordre de 50 000 €	de l'ordre de 200 000 €
niveau de technicité requis charge en main d'œuvre	moyen	très élevé
contraintes d'utilisation	très élevé	élevé
	tout terrain	surfaces étendues, planes
Biais méthodologiques	perturbation du microclimat dans les chambres de mesures, modification de la concentration en biogaz dans les chambres, exploration d'une faible proportion spatiale et temporelle des systèmes	précaution : veiller à prendre en compte les conditions de stabilités atmosphériques et de circulation des vents pour considérer équitablement les différentes sources d'émissions et fournir des valeurs correctes de flux
Performances		
Seuil de détection	< 1 $g.ha^{-1}.j^{-1}$ de N	quelques $g.ha^{-1}.j^{-1}$ de N
Représentativité	mesures ponctuelles dans le temps et l'espace	mesures intégratives dans le temps et l'espace
Utilisation conseillée	comparaison de pratiques et de traitements agro-environnementaux	estimation des flux de biogaz dans des situations représentatives d'écosystèmes

C 2 2 2 Flux de CH_4 et N_2O

Comme les flux de CO_2, les méthodes de mesures directes de flux de CH_4 et N_2O font appel :

(i) soit à l'utilisation des chambres statiques au sol, pour des surfaces inférieures à 100 m^2,

(ii) soit à des mesures micrométérologiques en continu par la quantification des fluctuations turbulentes (Eddy correlation), l'utilisation de tours hautes ou ballons pour les échanges avec la couche limite de convection (à l'échelle du paysage ou de la région), pour des surfaces inférieures à 1 km^2.

Chaque approche présente des avantages et des inconvénients (Tableau 1.2, exemple de l'étude des flux de N_2O), qu'il s'agit de raisonner en fonction des objectifs et du contexte de l'étude.

C 2 3 Modélisation de la dynamique du C à la parcelle et spatialisation des stocks de C sur des surfaces plus grandes

La modélisation est une voie complémentaire de plus en plus employée pour l'étude de la dynamique du C. Les modèles les plus utilisés sont le modèle britannique de Rothamsted « ROTHC » (Jenkinson & Rayner, 1977) et le modèle nord américain « CENTURY » (Parton *et al.,* 1987). Les deux ont été appliqués à la problématique du cycle global du C depuis de nombreuses années (Jenkinson *et al.,* 1991; Parton *et al.,* 1993). Ces modèles prévoient l'évolution de la MO du sol constatée sur des essais de très longue durée (Hien, 2004). Toutefois, leur fiabilité doit être vérifiée à la lumière de relevés effectués sur le terrain.

La spatialisation, à un instant donné, des stocks de C à des échelles plus petites que la parcelle peut s'envisager à l'échelle du bassin hydrographique, de la région ou d'une zone agroécologique, d'un pays, d'un continent voire de la planète entière (FAO/ IIASA, 1999). L'extension spatiale est faite à l'aide de cartes digitalisées pour les différentes unités de sol considérés. L'évolution historique de la connaissance des stocks de C des sols mondiaux est décrite par Feller *et al.* (en préparation). Les dernières données basées sur les travaux de Batjes (1996), Eswaran *et al.* (1993) et FAO (2002) avec environ 5000 profils utilisés conduisent à une valeur du stock de C organique des sols mondiaux d'environ 700 Pg pour la couche 0-30 cm et d'environ 1 550 Pg pour la couche 0-1 m.

Ainsi, la modélisation de la dynamique du C à la parcelle couplée avec des systèmes d'information géographique (SIG) devrait permettre la simulation, à des échelles spatiales variées, des changements de stocks de C selon différents *scenarii* d'usage des terres aux échelles considérées. A ce jour, peu de travaux ont encore été effectués sur ce sujet pour les sols tropicaux

Tableau 1.3 : Principaux effets des pratiques de gestion du sol ou de l'utilisation des sols sur le stockage du C (t.ha.$^{-1}$.an^{-1}) en zones arides et tropicales (adapté d'après Lal, 1999)

	Régions arides (3 milliards ha)	**Régions tropicales (2 milliards ha)**	Surface concernée
sols cultivés			**700 milliards ha**
agriculture de conservation	0,3-0,6	**0,1-0,8**	
compost	0,1-0,3	**0,2-0,5**	
gestion des fertilisants	0,1-0,3	**0,2-0,5**	
prairies et pâtures	0,05-0,10	0,1-0,2	**3 milliards ha**
reforestation*		4-8*	
agroforesterie*		0,2-3,1*	**1 milliard ha**

* y compris le C stocké dans la végétation arborée

Tableau 1.4. Estimation des différentes sources et des puits de CH_4 au plan mondial, en Tg (ou 10^6 t) de CH_4 par an (GIEC, 2001)

	Hein *et al.*	Lelieveld *et al.*
Sources naturelles	237	225 (b)
Zones humides (« wetlands »)		20
Termites		15
Océans		10
Hydrates de méthane		
Sous total sources naturelles	**237**	**270**
Sources anthropiques		
Energie	97	110
Décharges	35	40
Ruminants	90 (a)	115
Traitement des déchets	(a)	25
Riziculture	88	(b)
Combustion de biomasse	40	40
Sous total sources anthropiques	**350**	**330**
TOTAL DES SOURCES	**587**	**600**
Accumulation (troposphère)	**22**	**22**
Puits		
Sols		- 30
Troposphère	- 489	- 510
Stratophère	- 46	- 40
TOTAL DES PUITS	**- 535**	**- 580**
BILAN SOURCES PUITS*	**52**	**200**

Convention : les flux négatifs correspondent aux puits de CH_4, les flux positifs correspondent aux sources.
(a) : émissions par le traitement des déchets incluses dans le poste ruminants ;
(b) : émissions par les rizières incluses dans le poste zones humides.
Le bilan sources puits de CH_4 est calculé à partir du (Total des sources – Total des puits) sans prise en compte de l'accumulation troposphérique.

C 3 Effets des modes de gestion des principaux agroécosystèmes sur la séquestration du carbone

C 3 1 Stockage de C dans le sol

Le développement de l'agriculture a impliqué une grande perte de la MO du sol présente sous végétation naturelle. Ainsi, en milieu tropical, les pertes en MO après déforestation sont estimées à 50% entre 5 et 10 ans (sur sols sableux ou argileux) soit beaucoup plus rapides qu'en milieu tempéré dont le pas de temps est supérieur à 10 ans (Arrouays & Pelissier, 1994). D'autre part, la reconstitution du stock de C par des systèmes agricoles améliorants est *a priori* assez longue et non totale. Parmi les systèmes dits améliorants, on peut citer les jachères, les plantations sylvicoles, les prairies améliorées, les pratiques agroforestières, les pratiques de non-brûlis (canne) et les systèmes SCV. Le tableau 1.3 propose une synthèse des principaux effets des pratiques de gestion ou d'utilisation des sols sur le stockage du C dans les sols des régions intertropicales. Toutes les estimations sont en $t.ha^{-1}.an^{-1}$. Les activités et pratiques sont supposées avoir une durée limitée (20 à 50 ans), correspondant à la capacité potentielle supposée des sols à stocker le C (relativement au type de sol).

Les sols continuellement cultivés représentent 700 milliards d'ha. Pour ces sols, le niveau des restitutions organiques et la pratique du labour peuvent avoir un effet important (positif ou négatif) sur les stocks de C. L'amplitude de variation du stockage de C est de 0,1 à 0,6 $t.ha^{-1}.an^{-1}$ dans les régions semi-arides, et de 0,1-0,8 $t.ha^{-1}.an^{-1}$ dans les régions tropicales humides (Tableau 1.3). Les effets favorables des pratiques de l'agriculture de conservation (cf définition en B 1 1) sont généralement élevés durant les premières années, mais atteignent ensuite un plateau, et peuvent être rapidement inversés si le labour est réintroduit.

Toutes les pratiques conduisant à l'accumulation du C dans les sols cultivés permettent aussi de lutter contre l'érosion. Ce sont donc des pratiques doublement gagnantes puisque :

(i) on favorise l'accumulation de la MO dans le sol,

(ii) on prévient les pertes de MO par érosion.

C 3 2 Flux[2] de CH_4 et N_2O

Nous insistons simplement (Tableaux 1.4 et 1.5) sur la diversité et l'importance relative des différentes sources de CH_4 et N_2O.

Comme pour CO_2, les fonctions "sources" ou "puits" pour CH_4 dépendent du type de sol, du climat, mais aussi des modes d'occupation et de gestion des terres, ainsi que des itinéraires techniques. Si les sols constituent des "sources" ou des "puits" pour CH_4 , ce sont principalement des "sources" pour N_2O. Le GIEC met en avant l'importance des émissions naturelles sur sols tropicaux. Les pratiques agricoles déterminantes pour les émissions de N_2O sont celles qui conduisent à une augmentation des sites anoxiques (compactage par exemple) et à l'utilisation d'engrais azotés, que ce soit sous forme minérale (engrais chimiques) ou organiques (engrais vert, couverture légumineuse, effluents riches en azote).

[2] Les conditions d'émissions des GES sont détaillées dans le chapitre III.

Tableau 1.5 : Estimation des différentes sources de N_2O au plan mondial, de l'accumulation troposphérique et du puits stratosphérique en Tg (ou 10^6 t) de N-N_2O par an (GIEC, 2001, d'après Mosier* et al*, 1998 et Kroeze* et al*, 1999)

	Estimation	Fourchette de variation
Sources naturelles		
Océans	3,0	1-5
Atmosphère (oxydation de NH_3)	0,6	0,3-1,2
Sols tropicaux		
Forêts humides	3,0	2,2-3,7
Savanes sèches	1,0	0,5-2,0
Sols tempérés		
Forêts	1,0	0,1-2,0
Prairies	1,0	0,5-2,0
Sous total sources naturelles	**9,6**	**4,6 –15,9**
Sources anthropiques		
Sols agricoles	4,2	0,6-14,8
Combustion de biomasse	0,5	0,2-1,0
Sources industrielles	1,3	0,7-1,8
Animaux (pâturages)	2,1	0,6-3,1
Sous total sources anthropiques	**8,1**	**2,1-20,7**
Total des sources	**17,7**	**6,7- 36,6**
Accumulation (troposphère)	3,8	3,1-4,7
Puits totaux (stratosphère)	**- 12,6**	**- 9 à -16**
BILAN SOURCES PUITS	**5,1**	**3,6- 20,6**

Convention : les flux négatifs correspondent aux puits de N_2O, les flux positifs correspondent aux sources. Le bilan sources puits de N_2O est calculé à partir du total des sources – total des puits sans prise en compte de l'accumulation troposphérique.

Les données du tableau 1.5 montrent que les sols sont à l'origine de plus de la moitié (52 %) des émissions totales de N_2O d'origine anthropique avec une responsabilité des sols agricoles à hauteur de 24 %. En ne considérant que les écosystèmes terrestres, la contribution des sols atteint 70%. Compte tenu du PRG de ce gaz (296 fois celui du CO_2), il est impératif d'inclure N_2O dans la problématique du rôle des sols comme puits et/ou sources de GES (expertise collective INRA, 2002). D'après le tableau 1.5, les coefficients de variation autour des estimations de N_2O sont de l'ordre de 48 % à 165 % pour les sources naturelles ce qui pose le problème de la validité des l'estimation des flux de GES dans le cadre par exemple de politique de réglementations des émissions.

C 3 3 Estimation des flux de GES dans le cadre de politique de réglementation des émissions

C 3 3 1 Méthodologie générale

Tous les aspects méthodologiques et agronomiques considérés jusqu'alors éclairent les efforts faits pour quantifier les flux de GES à des échelles régionales voire nationales en vue d'établir des réglementations. Ainsi, depuis plus de 30 ans sont élaborées des techniques de mesure, mais les connaissances sur les sources et les puits des gaz à effet de serre sont encore très limitées. Cela est dû aux difficultés associées à l'extrapolation des mesures du flux dans l'espace et le temps. Ainsi, les estimations régionales, nationales et mondiales des flux sont encore très peu fiables.

L'estimation des émissions est réalisée sur la base d'un inventaire des activités émettrices auxquelles on affecte un facteur d'émission plus ou moins réaliste.

Pour l'évaluation des résultats, il y a donc lieu de tenir compte d'une marge d'incertitude importante, estimée à 30 % pour les émissions globales de CH_4 et 50 % pour les émissions globales de N_2O. Ces importantes marges d'erreur sont dues aux incertitudes en matière de facteurs d'émission ainsi qu'aux difficultés de définir les sources. Ces chiffres sont donc purement indicatifs.

C 3 3 2 Définition de l'incertitude

Malgré ces difficultés d'estimations aux échelles globales, des inventaires nationaux des émissions nettes de gaz à effet de serre doivent être réalisés périodiquement au titre de l'article 5.1 du Protocole de Kyoto.

Le GIEC a élaboré une méthode d'inventaire et a produit une liste de recommandations sur les bonnes pratiques à suivre lors de ces inventaires (GIEC, 1996) qui diffère selon les gaz d'origine agricole.

Le calcul d'un flux de gaz à effet de serre est réalisé en multipliant un terme extensif d'activité (superficie ou effectif animal concerné) par un terme intensif, qui correspond à un facteur d'émission par unité de surface (Lim & Boileau, 1999).

Les incertitudes sur ces deux types de facteurs (Tableau 1.7) sont importantes dans le secteur agricole. En particulier, les incertitudes sur les émissions de N_2O à partir des sols agricoles seraient de deux ordres de magnitude, qui plus est ces incertitudes ne sont pas encore bien connues.

Tableau 1.6[3] : Evaluation des émissions de N_2O (exprimées en N_2O) à partir des sols agricoles, calculées par la méthodologie GIEC (1996) à l'échelle planétaire et pour la France (année 1996)

	Facteurs d'émission[4] (%)	Emissions globales[5] ($Tg.an^{-1}$)	ex : émissions[6] pour la France ($Gg.an^{-1}$)
Emissions directes par les sols agricoles			
Fertilisants minéraux	1,25 (0,25-2,25)	0,9 (0,18-1,6)	43
Epandage des effluents d'élevage	1,25 (0,25-2,25)	0,6 (0,12-1,1)	26
	1,25 (0,25-2,25)	0,1 (0,02-0,2)	9
Résidus de culture	1,25 (0,25-2,25)	0,4 (0,07-0,7)	10
Sols organiques cultivées	5 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$	0,1 (0,02-0,2)	-
Total		**2,1 (0,4-3,8)**	**88**
Productions animales			
Pâturage	2,0	2,1 (0,6-3,1)	19
Gestion des effluents	0,1-2,0		10
Total		**2,1 (0,6-3,1)**	**29**
Emissions indirectes			
Dépôts atmosphériques	1,0 (0,2-2,0)	0,3 (0,06- 0,6)	-
Lessivage de nitrates et ruissellement	2,5 (0,2-12)	1,6 (0,13-7,7)	55
Traitement des eaux	1,0 (0,2-12)	0,2 (0,04-2,6)	-
Total		**2,1** (0,23-11,9)	**55**
Total général		**6,3** (1,2-17,9)	**172**

Tableau 1.7 : Incertitudes (%) provenant des facteurs d'émission et des facteurs d'activité dans le secteur agricole (GIEC ,1996)

Gaz	Catégorie de source	Facteur d'émission UE	Facteur d'activité UA	Incertitude totale UT
CO_2	**Changement d'utilisation des terres et forêts**	**33%**	**50%**	**60%**
CO_2	Combustion de biomasse	50%	50%	100%
CH_4	**Culture du riz**	**75%**	**25%**	**100%**
CH_4	Animaux	25%	10%	25%
CH_4	Déchets animaux	20%	10%	20%
N_2O	**Sols agricoles**			**Deux ordres de magnitude**
N_2O	Combustion de biomasse			100%

[3] d'après Expertise collective INRA, 2002
[4] d'après Mosier et al. (1998),
[5] d'après Fontelle et al. (1998)
[6] Tg ou millions de t; Gg ou milliers de t

Pour CH_4, l'incertitude totale varie entre 20% et 100% selon la catégorie de source.
De la sorte, il est impossible de considérer qu'un facteur d'émission dispose d'une incertitude indépendante du contexte : tout utilisateur de ce tableau devra donc être vigilant vis à vis de ces facteurs d'émissions et les modifier dans le cas où il dispose de données complémentaires.

C 4 Effets présumés des SCV sur les flux de GES (CO_2, N_2O et CH_4) à la surface du sol

Ce paragraphe dresse un rapide bilan des connaissances autour des effets présumés des SCV sur les flux de GES. Le chapitre III apportera des données (notamment bibliographiques) complémentaires.

C 4 1 Flux de CO_2 pour l'étude des variations de stock de C du sol

En milieu tropical, des expérimentations qui comparent l'évolution du taux de matière organique de sols cultivés avec labour conventionnel ou avec semis direct sur couverture végétale montrent que les SCV permettent de maintenir ce taux après plusieurs années de culture, voire l'augmenter dans les couches superficielles du sol (<10 cm) (Derpsch *et al.* 1991 ; Lal, 1995 ; Triomphe, 1999).
Six *et al* (2002), pour les pratiques SCV en milieu tropical, donnent un stockage moyen de 325 (±113) kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$.
Cette augmentation peut être due à deux facteurs :

(i) effet du seul non labour sur la dynamique du C du sol,
(ii) effet d'un niveau de restitution de C plus élevé en SCV.

Le travail du sol est en effet le principal agent de perturbation et de modification de la structure du sol. Il contribue ainsi à l'augmentation des pertes de C par érosion et par minéralisation (Langdale *et al.*, 1992; Carter *et al.*, 1994). Quantitativement, la minéralisation est considérée comme la première source de perte de MO organique (Rasmussen *et al.*, 1998).
La quantité de résidus organiques apportés par les systèmes de culture peut également affecter l'accumulation de MO dans les sols dégradés. Une étroite relation entre la restitution de résidus de cultures pendant 5 ans et les teneurs en C et N d'un Acrisol sous SCV dans le Sud du Brésil a été observée par Testa *et al.* (1992), Teixeira *et al.* (1994) et Bayer *et al.* (2002). Par ailleurs, de nombreux travaux font apparaître la relation étroite entre niveaux de restitution en C et stocks de C des sols. Pour les SCV développés au Brésil, la plupart des auteurs donnent des vitesses de stockage du C dans des sols sous semis direct allant de 0,4 à 1,7 t C ha^{-1} an^{-1} pour la couche 0-40 cm, avec les taux les plus élevés pour la région centrale du *Cerrado* (Bernoux *et al.* 2006, cf Annexe 1). De plus, selon Curtin & Wen (1999), un paillis enfoui dans le sol émet plus de CO_2 qu'un paillis laissé en surface (effet protection du C contre la minéralisation). Tout semble donc concourir à un effet positif des SCV sur le stockage du C dans le sol.

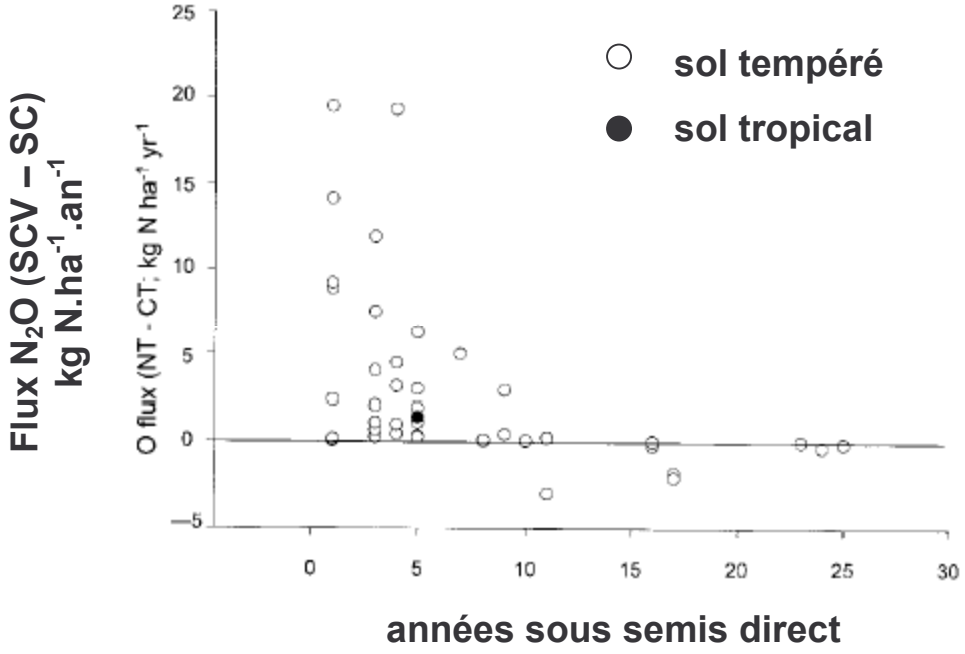


Figure 1.17 : Différences dans les flux annuels de N_2O (kg N-N_2O.ha^{-1}.an^{-1}) à partir de SCV en comparaison avec des systèmes dits « conventionnels » (SC ou CT en anglais) en zone tropicale et en zone tempérée (d'après Six, 2002)

A/ une agriculture brésilienne en plein développement aux performances agronomiques avérées dont les impacts environnementaux sont questionnés

B/ des systèmes de culture SCV innovants et bien adaptés agronomiquement aux exigences tropicales et qui modifient notamment les flux de carbone et d'azote au sein du système sol-plante

C/ le bilan GES (exprimé en équivalent C) difficile à quantifier mais nécessaire à l'échelle de la parcelle agricole dans le cadre de la compréhension des impacts environnementaux des SCV

Figure 1.18 : Conclusions principales de la synthèse bibliographique

C 4 2 Flux de CH_4 et N_2O

Bien que la gestion agricole des sols soit une des sources anthropiques majeures des émissions de CH_4 et de N_2O, les effets de pratiques alternatives sur ces émissions sont encore peu connus (Parton *et al.*, 1996). Dans certains cas, le non-labour peut avoir un effet défavorable sur le bilan GES et favoriser les dégagements de CH_4 et de N_2O. Ce phénomène peut être dû à une augmentation de la teneur en eau du sol. Ainsi, Germon & Taureau (1991) ont montré que le non travail du sol est souvent accompagné d'une stimulation de la dénitrification induisant une augmentation notable des émissions de N_2O. Ces aspects seront développés dans le chapitre III.
Six *et al.* (2002) arrivent à la conclusion que dans la moitié des cas étudiés au Etats-Unis (Figure 1.17), le semis direct, comparé au travail conventionnel du sol, induit une augmentation des émissions de N_2O de l'ordre de 1,95 ± 0,45 kg $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.an^{-1}$. Pour l'autre moitié des cas, les différences entre les systèmes ne sont pas notables.

Ces augmentations d'émissions de N_2O conduisent à un potentiel de réchauffement global négatif quand on l'exprime sur une base équivalent CO_2. La synthèse de Mummey *et al.* (1998) à partir d'un important jeu de données en milieu tempéré (2639 sites cultivés aux Etats-Unis d'après le *Conversion Reserve Program* et le *National Resource Inventory*) va exactement dans le même sens mais indique en outre que l'effet sur N_2O est d'autant plus important que le climat est sec.
Selon Six *et al.* (2004), peu d'études font apparaître des différences de flux de CH_4 entre pratique conventionnelle et SCV. Toutefois, dans certains cas, les SCV permettent un piégeage de CH4 : 0,42 ± 0.10 kg $C\text{-}CH_4 \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ aux USA selon Six *et al.* (2002) et 0,6 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$ dans les *Cerrados* selon Bernoux *et al.* (2006)
Ces quelques données générales concernant les effets présumés des SCV sur les flux de GES à la surface du sol, montrent en première approche :

(i) que les données concernant les flux de CO_2 apparaissent relativement nombreuses et plutôt en faveur des pratiques de SCV à travers un stockage de C dans le sol,

(ii) tandis que les données relatives aux flux de CH_4 et N_2O apparaissent *a priori* très variables voire contradictoires et sont particulièrement peu renseignées en zone tropicale.

La question se pose donc de savoir si un éventuel stockage de C dans le sol (qui traduit les flux de CO_2) sous l'effet des SCV ne risque pas d'être contrebalancé par des émissions accrues de CH_4 et N_2O.

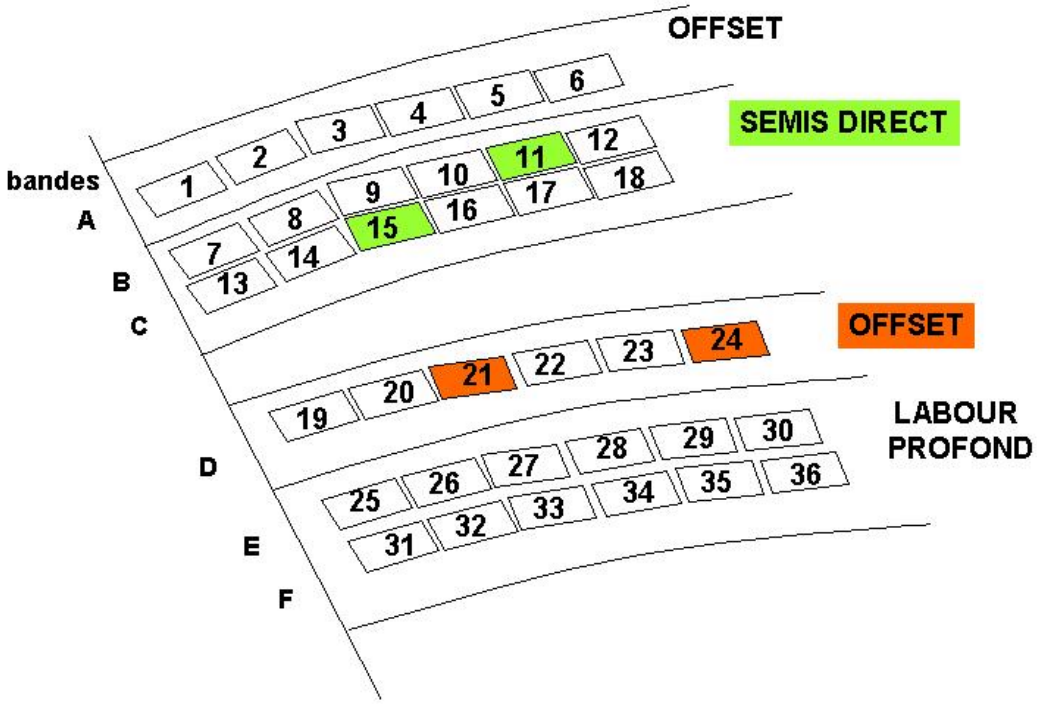
La figure 1.18 propose un récapitulatif rapide des principales conclusions de la synthèse bibliographique.

Le chapitre II présente, à une échelle pluriannuelle, la partie « séquestration de carbone » concernant C-CO_2, via le stockage du C dans le sol. Il expose, dans la section A, le dispositif expérimental au champ utilisé pour ce travail. La section B correspond à un article soumis à Soil and Tillage Research sur l'effet des SCV sur le stockage de C dans le sol étudié.

Chapitre II

Bilan C-CO_2 à travers les variations pluriannuelles des stocks de carbone du sol

Figure 2.1 : Parcelle expérimentale de riz pluvial cultivée en système conventionnel (EMBRAPA – Santo Antonio de Goiás - janvier 2003)



Les numéros sur la figure 2.2 correspondent aux numéros des parcelles et seront utilisés par la suite. Les codes couleur seront également réutilisés (SCV : vert , OFF : orange).

Figure 2.2 : Représentation schématique du site expérimental étudié (modifié d'après Reyes, 2002)

A Présentation du dispositif expérimental

Nous faisons ici en français une présentation générale du dispositif et donnons quelques informations complémentaires à l'article (en anglais) présenté en section B de ce chapitre.

A 1 Installation et présentation du site

L'installation du dispositif expérimental de cette thèse fait suite à deux études : un mémoire d'ingénieur (Lagaye, 1999) et une thèse (Reyes, 2002) dans le cadre du projet du CIRAD sur l'évaluation des effets des SCV.

A 1 1 Site d'étude

Le site d'étude (Figure 2.2), d'environ 400 m sur 150 m, est situé à 25 km au nord de Goiânia, sur le parcellaire du centre CNPAF, en haut de pente, en dessous d'une forêt résiduelle dans laquelle ont été effectués certains prélèvements. Six "terrasses de base large" (d'une largeur d'environ 6 m pour 50 cm de dénivellation), ou cordons anti-érosifs, ou encore bandes ont été aménagées sur la zone dans les années 80. Ces bandes sont notées de A à F d'amont en aval. Les parcelles ont été installées de façon à ne pas être perturbées par les terrasses c'est à dire en dehors des zones de prélèvement ou d'accumulation de la terre destinée aux terrasses.

A 1 2 Dispositif expérimental

Le dispositif comporte 36 parcelles. Chaque parcelle est constituée de 10 rangs (largeur de 9 m pour le soja, de 8 m pour le riz) et longue de 50 m. Il a été mis en place à l'automne 1998 et vise à l'évaluation de l'effet de différents facteurs sur le fonctionnement des systèmes SCV : travail du sol, types de rotation et niveaux de fertilisation.
Pour cette thèse, c'est essentiellement l'effet « système » sous une fertilisation identique qui est étudié : comparaison d'un système SCV (Semis direct sur figure 2.2) à un système conventionnel (Offset sur figure 2.2).
Les parcelles colorées de la figure 2.2 sont les parcelles instrumentées et échantillonnées pendant la durée de la thèse.

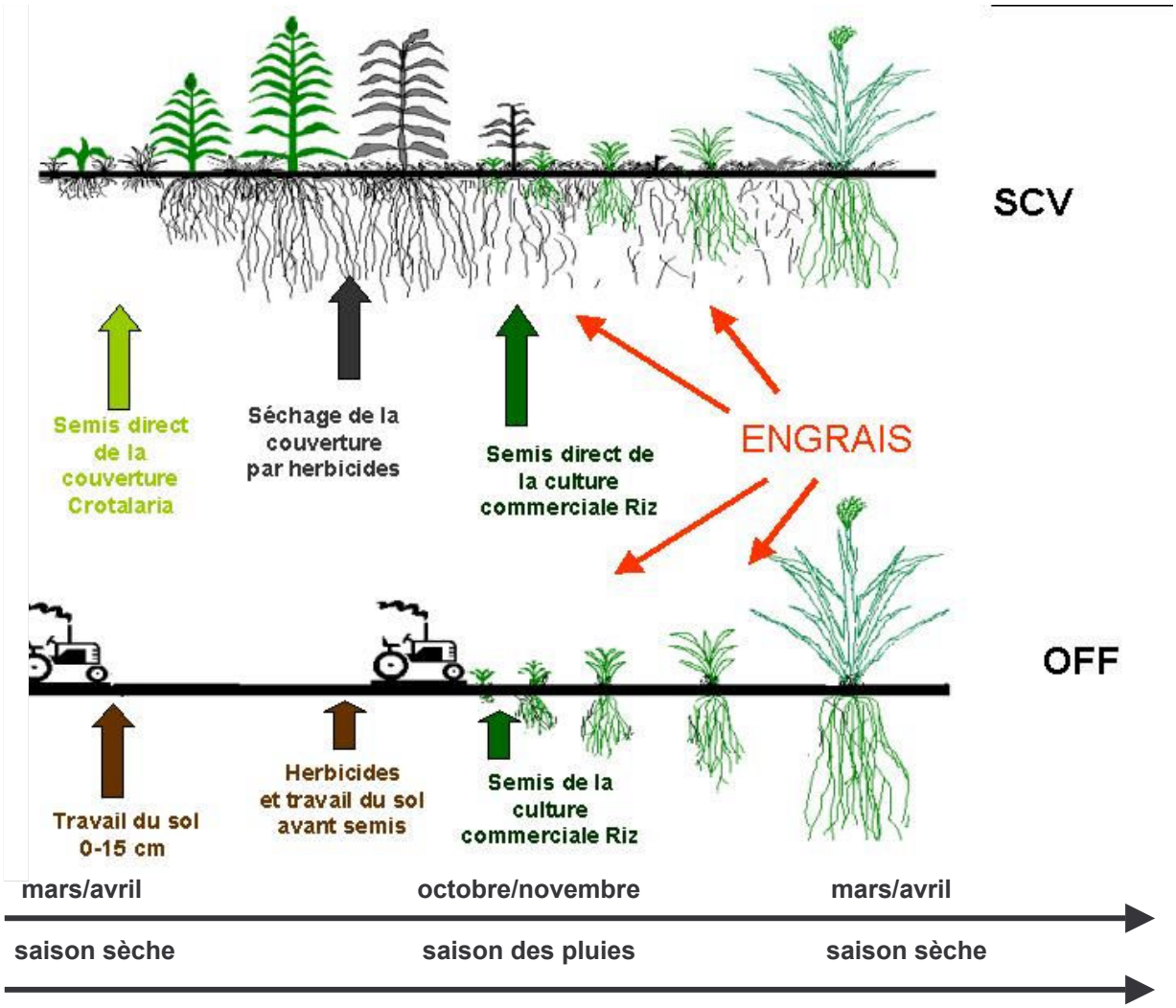


Figure 2.3 : Les deux systèmes de culture : SCV/OFF

Tableau 2.1 : Itinéraires techniques comparés des deux traitements

Etape de l'itinéraire technique	date	SCV	OFF
Préparation du semis	5/10/2002 (OFF) 8/10/2002 (SCV)	Traitements par les herbicides de la couverture *Crotalaria*	Traitements par les herbicides sur les repousses + travail du sol superficiel (disque sur 15 cm)
Semis de Riz	13/11/2002	Semis associé à fertilisation (sulfate d'ammonium)	Semis associé à fertilisation (sulfate d'ammonium)
Fertilisation	10/12/2002 et 07/01/2003	2 apports d'urée (100 $kg.ha^{-1}$ par apport)	2 apports d'urée (100 $kg.ha^{-1}$ par apport)
Récolte	15/03/2003	Récolte puis semis de la couverture *Brachiaria*	Récolte

A 2 Les systèmes agricoles testés

A 2 1 Les modalités de travail du sol

On distingue sur l'ensemble du dispositif 3 systèmes de travail du sol :

(i) OFF ou système conventionnel à l'offset : pulvériseur offset "cover-crop", travaillant sur 10-12 cm, suivi d'un double passage de pulvériseur à disque niveleur en surface (sur les 5 premiers centimètres).

(ii) SCV ou système en semis direct sur les résidus de la culture précédente après application d'herbicides non sélectifs : glyphosate, ainsi que 2-4 D si la parcelle est très enherbée, notamment s'il y a beaucoup de dicotylédones.

(iii) LP ou système en labour profond sur 25 cm, avec enfouissement des résidus de récolte.

Seuls les 2 systèmes OFF et SCV font l'objet de l'étude comparative menée dans cette thèse.

La figure 2.3 et le tableau 2.1 permettent de comparer, étape par étape, les deux systèmes à base Riz pluvial. On remarque que les apports de fertilisants au cours du cycle sont rigoureusement identiques pour les deux systèmes : seuls diffèrent le travail (ou non) du sol et la présence (ou non) d'une plante de couverture. La figure 2.4 illustre l'étape du semis sur parcelle OFF (a) et sur SCV (b), on peut noter que pour SCV, le semis s'accompagne d'un « léger travail superficiel » à travers le creusement du sillon de semis.

Cette analyse comparée des deux systèmes sera une des bases du raisonnement de l'échantillonnage des gaz pour l'étude de flux de CH_4 et N_2O (chapitre III).

A 2 2 Les cultures en rotation

Le riz (*Oryza sativa*, variété *Primavera*, de cycle court, environ 120 jours) est planté en semis quasi-continu dans la ligne (environ 70 grains par mètre linéaire) avec un inter-rang de 40 cm.

Deux plantes de couverture ont été installées en SCV : *Brachiaria ruziziensis* et *Crotalaria spectabilis,* après Riz et Soja respectivement.

Les *Brachiaria* sont des fourrages qui, en tant que plantes de couverture, sont les plus utilisés au Brésil. Il s'agit de graminées à fort potentiel d'enracinement et qui ne meurent pas avec la sécheresse : la croissance reprend aux premières pluies et permet donc une excellente couverture du sol sans avoir à la semer de nouveau en début de saison des pluies.

(a)

(b)

Figure 2.4 : Semis sur parcelles OFF (a) et SCV (b), le 13/11/2002

Figure 2.5 : Crotalaria (plante de couverture et fourrage) d'après www.tierrafertil.com.py/ averdeverano.htm, 2005)

Les *Crotalaria* sont originaires d'Afrique (il en existe près de 600 espèces) et ont été introduites au Brésil pour être utilisées comme engrais vert pendant la saison sèche. Ce sont des légumineuses, annuelles (cycle de 200 à 300 jours), arbustives, d'une hauteur variable suivant l'espèce (de 1 à 2,5 m) (Figure 2.5). Leur croissance initiale est rapide ce qui autorise les fauches précoces. Elles s'adaptent à de larges gammes climatiques, et, en particulier, sont résistantes au gel et à la sécheresse. Leur système radiculaire est pivotant, profond et bien développé. Elles peuvent se développer dans des sols peu fertiles et à large gamme de texture. Par effet allopathique, elles sont efficaces dans la lutte contre les nématodes et les adventices. La majorité des espèces de *Crotalaria* sont de bonnes fourragères (la paille peut contenir jusqu'à 20% de protéines) mais les graines de certaines variétés sont toxiques pour le bétail (Harvard Duclos, 1967). La caractérisation biochimique du paillis de *Crotalaria* par la méthode Van Soest est présentée en Annexe 2.

A 3 Caractérisation physico-chimique des potentialités du site au temps 0 (1998)

A 3 1 Nature du sol et topographie

Le dispositif expérimental est situé sur un versant ouest de pente variant de 3,3 à 5,7 %. Celle-ci est atténuée par la présence de cordons anti-érosifs.

Le sol (Figure 2.6) est de type ferrallitique fortement désaturé, développé sur une couverture détrito-latéritique d'âge Quaternaire (EMBRAPA , 1999). C'est un "Latosol vermelho escuro distrófico" selon la classification brésilienne. Il est de texture argileuse (environ 40% d'argile) et de couleur rouge sombre. Comme tous les sols ferrallitiques, il ne renferme plus de minéraux altérables, a de faibles teneurs en bases échangeables et présente une faible capacité d'échange cationique (Tableau 2.2).

Figure 2.6 : Profil de sol sous SCV (Reyes, 2002)

Tableau 2.2 : Caractéristiques physico-chimiques du sol (0-10 cm) pour les systèmes OFF et SCV après une année de mise en culture (1999)

variable	SCV	OFF	différence (%) $d = \left\lvert \frac{(SCV - OFF)}{SCV} \right\rvert$ x 100
pH H_2O	6,03	6,10	1,1
pH KCl	5,23	5,27	0,7
Ca (cmol(+).kg^{-1})	2,24	2,24	0
Mg (cmol(+).kg^{-1})	0,80	0,86	7
K (cmol(+).kg^{-1})	0,17	0,18	5,6
Na (cmol(+).kg^{-1})	0,02	0,02	0
Al (cmol(+).kg^{-1})	0,00	0,01	
Mn (cmol(+).kg^{-1})	0,03	0,02	
CEC (cmol(+).kg^{-1})	3,28	3,37	2,7
C organique (%)	1,66	1,62	2,5
Azote total (%)	1,15	1,12	2,7
P assimilable (mg.kg^{-1})	60,70	61,20	0,8
Da (g.cm^{-3})	1,25	1,27	1,6
Argile	37,3	39,4	8,0
Limon	24,0	22,4	12,1
Sable	38,7	38,2	7,8

A 3 2 Caractérisation physico-chimique du parcellaire après une année de mise en culture

Lagaye (1999) a procédé à un échantillonnage du sol représentatif de chacun des systèmes étudiés afin de déterminer les valeurs moyennes de ses caractéristiques chimiques (Tableau 2.2). Les différences calculées sur la base des valeurs moyennes pour chacun des systèmes montre une homogénéité globale des paramètres testés (différences comprises entre 0 et 12% de la valeur).
Toutefois, cette apparente homogénéité, toutes parcelles confondues, cache pour certaines caractéristiques de fortes variations spatiales interparcellaires et intraparcellaires.
Ceci peut se résumer de la façon suivante :

(i) un gradient de pH (diminution de 0,5 unité pH tous les 10 m) et d'acidité est observé selon la pente. Ce gradient provoque l'apparition d'Al échangeable en aval ainsi qu'une baisse de la teneur en bases échangeables,

(ii) une forte variabilité interparcellaire des teneurs en C et azote est forte (cf section B de ce chapitre et figure 2.7) et un gradient apparaît aussi avec la pente.

Par contre, les propriétés physiques des sols (densité apparente, texture et infiltration) semblent assez homogènes, d'après l'auteur, sur l'ensemble du dispositif.

Finalement, Lagaye (1999) a identifié des parcelles aux propriétés sensiblement différentes dans la partie sud ouest du dispositif : parcelles 19, 20, 25, 26, 27, 31, 32, 33. Cette enclave se caractérise par un pH et une CEC plus faibles et des valeurs de densité apparente plus élevées. Ceci pourrait être dû :

(i) soit à un passé cultural différent,

(ii) soit à une variabilité naturelle du sol qui n'aurait pas été détectée par les analyses pédologiques anciennes.

A 3 3 Choix des parcelles pour l'expérimentation

A partir de ces données initiales, et compte tenu de l'objectif spécifique de notre étude, nous avons établi une carte des teneurs en C des sols sur l'ensemble du dispositif pour l'horizon 0-10 cm (Figure 2.7) qui montre une très forte variabilité des teneurs en C de la couche 0-10 cm. Cet ensemble d'observations nous a donc conduits, pour ce travail de thèse, à sélectionner des parcelles variant peu par les teneurs en C dans l'horizon de surface. Ce sont les parcelles SCV11 et SCV15 d'une part et OFF21 et OFF24 d'autre part (Figures 2.2 et 2.7). Ces parcelles font l'objet d'une étude de la caractérisation des stocks et des formes de carbone du sol présentée dans la section B de ce chapitre.

B Effect of no-tillage under cover crops on storage and forms of organic carbon in a clayey oxisol soil (Brazil, *Cerrados*)

(article soumis à Soil and Tillage Research)

Aurélie Metay[1,7], José Aloisio Alves Moreira[2] , Martial Bernoux[3] , Thomas Boyer[3] , Jean-Marie Douzet[1], Brigitte Feigl[4] , Christian Feller[3] , Florent Maraux[5], Robert Oliver[1], Eric Scopel [6]

1 : CIRAD TA 40/01 Avenue Agropolis 34398 Montpellier cedex 5, France.

2 : EMBRAPA-CNPAF Rodovia Goiânia a Nova Veneza, km 12, Fazenda Capivara , C.P. 179 75375-000 Santo Antônio de Goiás, GO, Brazil.

3 : IRD, UR041 Seq-C, Laboratoire MOST, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5, France

4 : CENA/USP, CP 96, 13400-970 Piracicaba, SP, Brazil.

5 : CIRAD Visiting scientific in FAO, B719 - AGLW section - Via delle terme di Caracalla - 00100 Roma, Italy.

6 : EMBRAPA *Cerrados* Rodovia Brasília Fortaleza BR 020 Km 18 Planaltina-DF - CEP: 73301-970, Brasil

7 : ISTOM, 32 bd du Port 95094 Cergy-Pontoise Cedex

Résumé

La gestion et l'augmentation du C organique du sol est très importante tant pour l'agriculture (fertilité) que pour l'environnement (séquestration du C). Les pratiques de non travail du sol sont des options potentielles d'augmentation des contenus en carbone des sols (SOC). Nous avons étudié les SOC de sols agricoles brésiliens, de la région des *Cerrados* (Centre Brésil). Nous avons comparé deux systèmes de culture différents : semis direct sous couverture végétale (SCV[7]) et travail du sol superficiel (OFF) 5 années après l'installation du dispositif expérimental. Le sol est un « latossol rouge sombre » avec une teneur élevée en argile (40% environ). Nous avons d'abord étudié la situation en 1998 et l'avons ensuite comparée à celle de 2003. Nous avons constaté une augmentation du stockage de C pour les horizons superficiels (0-10 cm et 10-30 cm) sous semis direct cous couverture végétale en comparaison avec le travail superficiel du sol. Cette différence a été observée pour l'horizon 0-10 cm à un niveau de 0,35 t $C.ha^{-1}.an^{-1}$, ce qui correspond à 10% environ des résidus de couverture restitués au sol. Une analyse par fractionnement granulométrique de la matière organique a montré que les différences sur le C total entre NT et OFF concernaient principalement les fractions inférieures à 50 µm. Ce résultat supporte l'hypothèse d'un rôle majeur de la macrofaune en cas d'augmentation spécifique de la teneur en C en sol pour les fractions fines (20-50 µm) sous SCV. En conséquence, d'un point de vue agronomique, SCV apparaît avantageux mais d'un point de vue changement global, il est essentiel de poursuivre les recherches sur les effets des pratiques culturales, des modes d'application d'engrais, particulièrement dans le cas des les sols tropicaux, pour lesquels les données manquent.

Mots clé : sols tropicaux, agriculture de conservation, séquestration du C, fractionnement granulométrique de la matière organique , *Cerrados*, Brésil.

Abstract

The management and enhancement of soil organic carbon (SOC) is very important for agriculture (fertility) as well as for the environment (carbon (C) sequestration). No tillage (NT) practices are potential ways to increase SOC. We studied here the SOC from agricultural soils in the *Cerrados* (Central Brazil). We compared two different tillage systems: no tillage (NT) under cover crops and disc tillage (OFF) for 5 years in a field experiment. The soil is a dark red Oxisol with high clay content (about 40%). We first studied the initial situation in 1998, and compared it to the 2003 situation. NT was found to increase the storage of C in the topsoil layer compared to OFF. The difference observed for the 0-10 cm layer under NT represented C sequestration under no-tillage amounting to 0.35 t C ha^{-1} yr^{-1} and corresponding to less than 10 % of cover crops residues returned to the soil. A particle-size fractionation of soil organic matter (SOM) showed that differences in total SOC between NT and OFF mainly affected fractions smaller than 50 µm. This might be due to earthworm activity and supports the hypothesis of a major role of the fauna activity in a specific increase of the SOC of the inferior to 50 or 20 µm fraction for the NT and cover plant systems. Besides of the well-known agronomic standpoint, NT is also beneficial to the global change point of view, but more research is needed to investigate interactive effects of tillage, fertilizer application methodology and crop rotation as they affect C sequestration, especially in tropical soils, where data on this matter is lacking.

Keywords : tropical soils , conservation agriculture, carbon sequestration, particle-size fractionation of SOM, *Cerrados*; Brazil.

[7] NT: No tillage dans le texte en anglais

B 1 Introduction

No tillage systems (NT) correspond to farming systems in which sowing is done in a narrow trench, without tillage, and weeds are often controlled with herbicide. They are supposed to maintain a permanent or semi-permanent organic soil cover, the function of which is to protect the soil physically from sun, rain and wind and to feed soil biota. The NT systems use direct seeding into a mulch. NT systems can be divided broadly into 2 types: one with the mulch deriving from the crop residues, the second in which the cultivated plant is associated with another cover plant. In this case, mulch derives from both crop and cover plant residues.

Approximately 63 millions ha are currently under NT systems over the world, with USA having the largest area at about 21.1 million ha (Dersch and Böhm, 2001). The 18 millions ha covered by NT make Brazil the second largest adopter in the world (Bernoux *et al*., 2006).

In Brazil, NT was developed in response to soil erosion and continuous declines in land productivity under “conventional” systems based on soil tillage (CT). Several experiments conducted throughout humid tropical areas have demonstrated effectively the erosion-control efficiency of no-till farming (Lal, 1995). The main environmental reasons for the development of NT systems was to (i) protect the soil surface from sealing and crusting by rainfall, (ii) achieve and maintain an open internal soil structure, and (iii) develop the means for safe disposal of any surface runoff that would nevertheless still occur. Consequently, the NT technical strategy was based on two essential farm practices: (i) not tilling the soil; (ii) simultaneously maintaining soil cover.

NT systems were first developed in the south of Brazil then extended at the beginning of the 80´s to the Cerrado region (Central area of Brazil covered by Savannah vegetation) and quickly gained in popularity in that region. Actually, it was shown to be beneficial agronomically and economically, as well as at the livelihood level (working time etc.). Thus, they are considered as suitable farming systems, despite some necessary adaptations (Reyes, 2002).

Worldwide, greenhouse gas mitigation in soils (SOC storage and decrease in CH_4 and N_2O emissions) has become an active research area and there is increasing concern regarding human influence on the carbon cycle and restoration of degraded soils. It is generally acknowledged that conversion of native vegetation to agriculture has resulted in a massive net transfer of carbon from the soil to the atmosphere, hence contributing to the greenhouse effect. Any modification of the land use and of the management, even for the agricultural systems at a steady state, can induce variations of the SOC stocks, converting the soil to either a sink or a source of atmospheric CO_2, with direct influence on the greenhouse effect (Lugo and Brown, 1992; Lal, 2004). For instance, in tropical areas, ploughing has a significant impact by decreasing in SOC stocks in the topsoil layer (Lal, 1976; Resck, 1998; Bayer *et al*., 2000a. Sá *et al*,. 2001). That negative effect of ploughing can be due a lower aggregate stability, disruption of macroaggregates, and more available oxygen, resulting in a major exposure of SOC to microbial mineralization (Tisdall and Oades, 1982).

In standard NT, organic fertilizers are generally used to complement organic amendments, and herbicides are applied to control weeds, especially during the transition phase from conventional to NT practices. The possibility to control, for a long period and in a tropical environment, a system where crops and cover plants are successively installed, and its economic interest have been recognized. We hypothesize that these systems can also enhance carbon sequestration in the soils. However, this is a complex issue, as the organic matter accumulation contributes to the supply of mineral elements and also to the enrichment of the SOM stock. Some authors showed that under NT systems, the

stable SOC pool was significantly greater than under tillage systems. In Brazil, various studies (Testa *et al*., 1992; Castro *et al*., 1998; Riezebos and Loerts, 1998; Bayer and Bertol, 1999; Corazza *et al*., 1999; De Maria *et al*., 1999; Bayer *et al*., 2000b ; Amado *et al*., 2001; Machado and Silva, 2001; Bayer *et al*., 2002; Freixo *et al*., 2002 ; Venzke Filho *et al*., 2002; Perrin, 2003 ; Scopel *et al*., 2003; Siqueira Neto, 2003; Zotarelli *et al*., 2003; Sisti *et al*., 2004) gave rates of SOC storage varying from 0 up to 1.7 t C ha^{-1} for the 0-40 cm soil, with the highest rates in the Cerrado region.

Another question is the form and dynamics of the stored SOC (Six *et al*., 2001). One approach for these studies, besides the study of the dynamics of the total SOC is to consider different SOM pools differing by their dynamics. One of the methodologies generally involved to study these dynamics is the physical fractionation of SOM (Christensen, 2001; Feller, 1995; Feller *et al*., 2001). It is known that the SOC turnover decreases from the plant residues fractions (sand-size) to the organo-silt and organo-clay fractions (Feller and Beare, 1997).

The objective of this paper was to evaluate for the *Cerrados* area and for a rainfall Rice (*Oryza sativa*) crop system the effects of NT systems on the SOC stocks and the particle-size distribution of SOM.

B 2 Material and methods

B 2 1 Site description

The experiment was carried out in Goiânia, state of Goiás, Brazil. The natural vegetation is a tree savannah forest (*Cerrados*). The local climate is tropical with a humid season from October to March and a dry season from April to September. The mean annual temperature is 22.5 °C and mean annual precipitation is 1500 mm.

The soil is a clayey Oxisol classified as "*latosolo vermelho escuro distrofico*" according to the Brazilian classification and "*sol ferrallitique désaturé*" within the French classification. SOC contents (g $C.kg^{-1}$ soil) for 0-10 cm soil layer in 1998 are presented in Figure 2.7. These plots also show a low level of cation exchange capacity, dominated by exchangeable Ca. Therefore pH-H_2O is close to neutral (6.0-6.5).

B 2 2 Experimental design

The experimental device was set in 1998 by L. Séguy and S. Bouzinac (CIRAD) and consisted of 3 different tillage systems. The experiment is located on a 400 x 150 m field, situated 25 km from North-Goiânia, in a field of the CNPAF center (Centro Nacional de Pesquisa sobre Arroz e Feijão). Six strips (10 m width) were installed in the 1980s as described below (Figure 2.7).

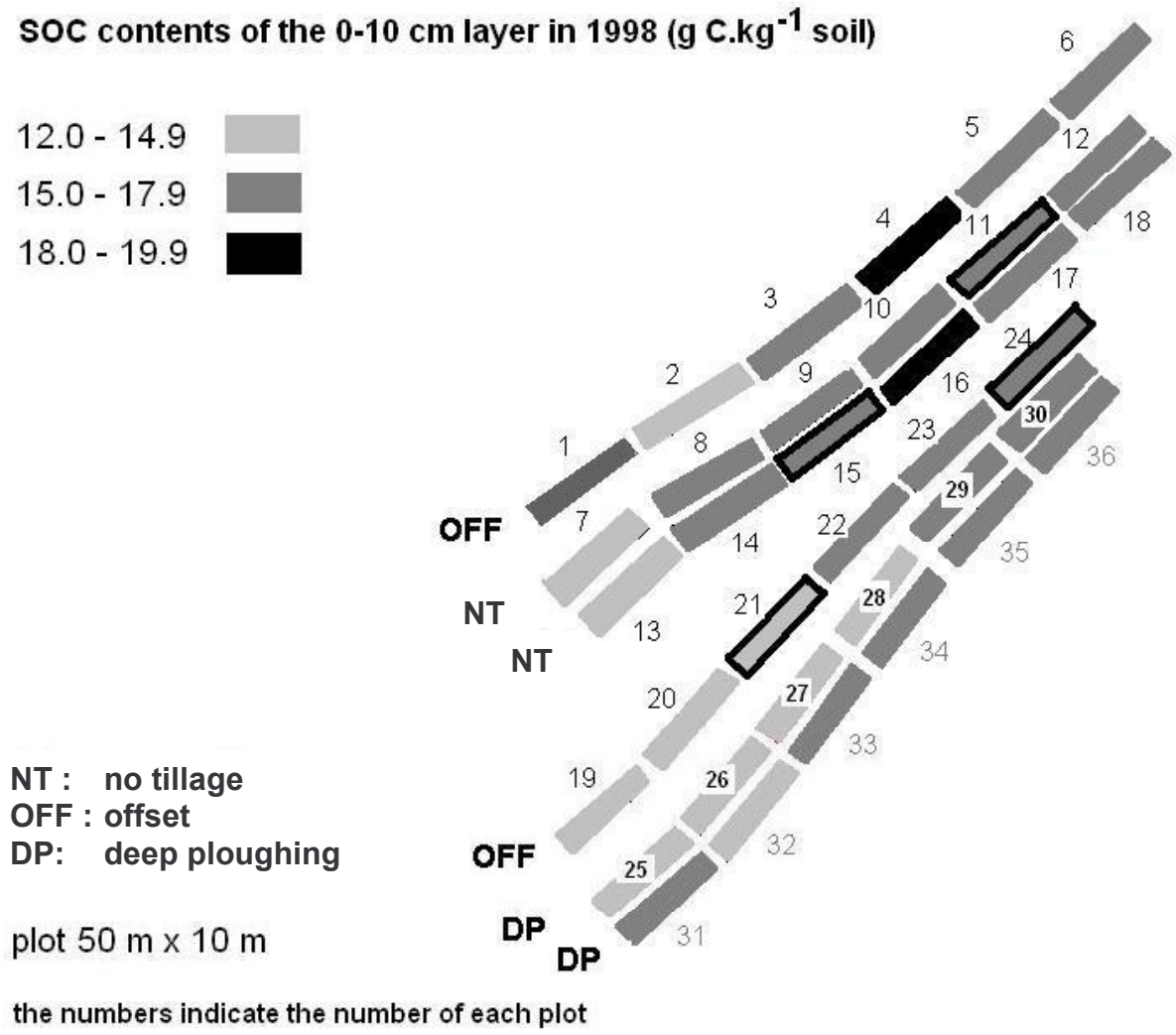


Figure 2.7: Treatments, plots number and SOC contents (g C.kg^{-1} soil) for the 0-10 cm soil layer in 1998

These terraces were cultivated within a CIRAD (Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement) and EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria) project.
The complete experiment was designed as shown in Figure 2.7, but for this study only OFF and NT treatments were studied. The non studied treatment DP is a conventional tillage treatment, consisting in Deep Ploughing till 40 cm depth with burying of crop residues. Each plot is made of 10 ranks (8 meters for Rice, length : 50 meters).

B 2 3 Treatments

The 2 studied treatments are:
OFF: Disc tillage treatment (or offset) in which soil was tilled with a disk harrow to 15 cm depth.
NT: No tillage treatment, with successive cover crops: *Brachiaria* (grass) and *Crotalaria* (leguminous plant). Crop residues are left on the soil surface, additionally to the cover crops.
Pre-emergent herbicides were used to protect the crop. NT treatments were treated before planting with Paraquat and glyphosate as needed for weed control. Mineral fertilization was similar for the three treatments and were representative for the average practices in the region. The nitrogen fertilization was applied to the Rice crop in form of ammonium sulfate (100 $kg.ha^{-1}$) immediately after seeding and urea (100 $kg.ha^{-1}$) 2 weeks and 6 weeks after seeding, representing a total of 113 kg $N.ha^{-1}$ for the 2-year rotation. The P and K fertilization (Supertriple and KCl forms) corresponds to 120 $kg.ha^{-1}$ P_2O_5 and 60 $kg.ha^{-1}$ K_2O respectively. There were 36 plots corresponding to 12 replicates for each treatment. The present study only considers the Rice plots.
The NT treatment had two different cover crops :
Brachiaria ruziziensis installed after Rice‘s harvest. *Brachiaria* is the most common forage crop used in Brazil. It is a grass resistant to drought with high potential of root development.
Crotalaria spectabilis, installed before Rice‘s seeding. *Crotalaria* is a leguminous plant that develops swivelling roots.

B 2 4 Plots selected for this study

To study SOC dynamics and greenhouse gas fluxes (to be published furtherly) four cultivated plots were selected in 2003 from the whole experimental design. The selection was based on the SOC carbon contents of the 0-10 cm and 10-30 cm layers at the beginning of the experiment (1998). For the whole experimental design the initial (1998) SOC content ranged from 12.0 to 20 g $C.kg^{-1}$ soil (Lagaye, 1999) and the different plots were classified into 3 groups: 12.0 to 14.9; 15.0 to 17.9 and 18.0 to 19.9 g $C.kg^{-1}$ soil and more. C contents were the same for both systems, for the 10-30 cm layer. On this basis, we selected 4 plots in the SOC class 15.0-17.9 (Figure 2.6): 2 plots under NT treatment (NT11, NT15), and 2 plots under OFF treatment (OFF21 and OFF24). Between 1998 and 2003, no significant differences in bulk density between NT and OFF treatments have been observed for soil layers from 0 to 40 cm depth. Therefore, in this paper, SOC will be currently expressed on a concentration basis in g $C.kg^{-1}$ soil.

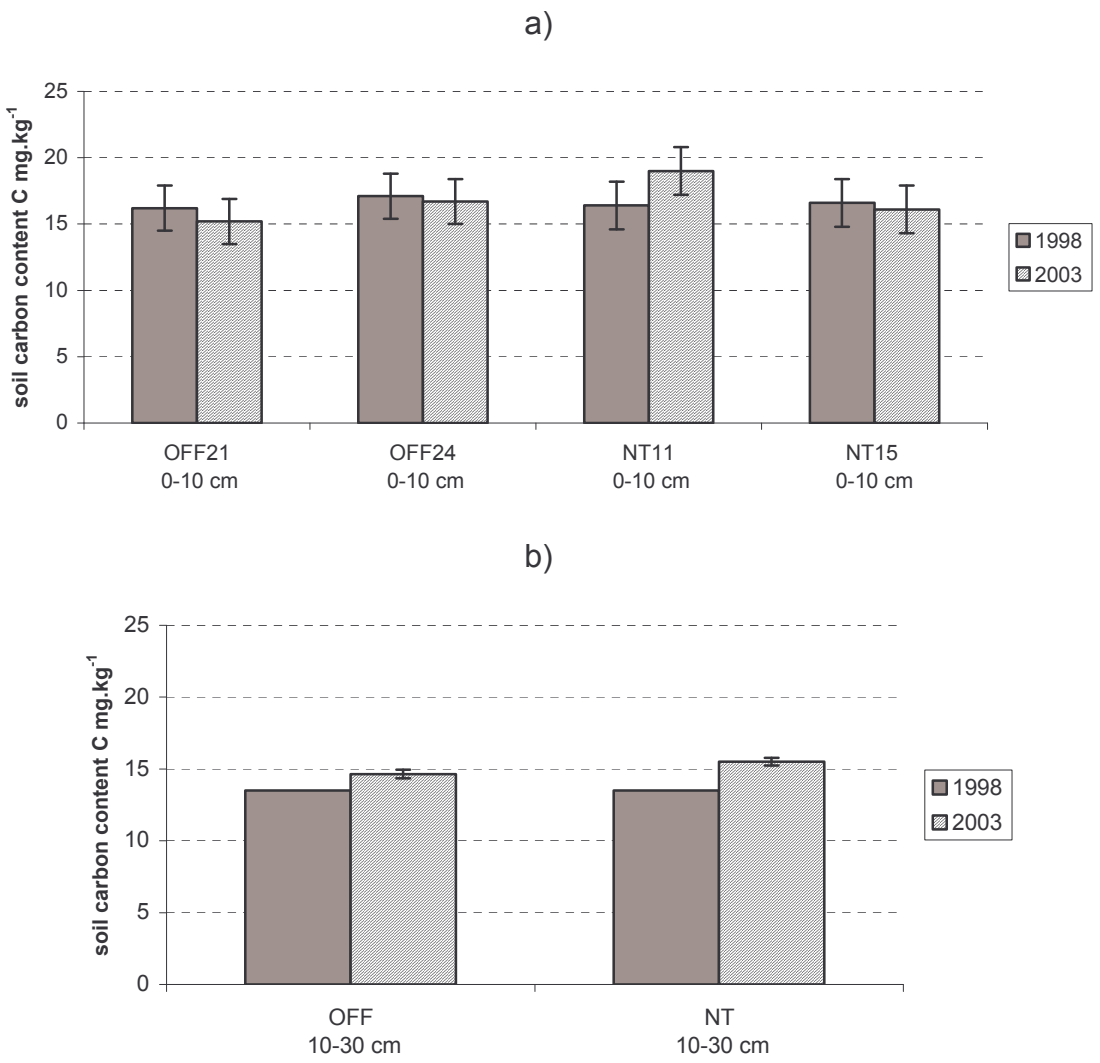


Figure 2.8: SOC contents for the 0-10 cm (a) and 10-30 cm (b) soil layers for the selected plots in 1998 and 2003

B 2 5 Soil sampling

The 1998 soil sampling was done immediately after installing the whole experiment with three replicates for each plot. The 2003 soil sampling for the 4 selected plots consisted in 6 repetitions per plot.

B 2 6 Particle-size Organic Matter fractionation (PSOM fractionation)

From the 6 soil replicates, a composite soil sample was prepared for the PSOM fractionation by dry sieving at 2 mm. Fractionation of the 0-2 mm soil sample was conducted according to the method of Gavinelli *et al*. (1995) involving successive wet sievings of the soil under water and sedimenation steps. The following fractions were separated: F200-2000 coarse sands and plant residues (size 200 to 2000 µm); F50-200 fine sands and plant residues (size 50 to 200 µm); silts (F2-20; F20-50) and clays (F0-2); WS: water soluble fraction.

B 2 7 Mechanical analysis

The protocol is similar to the previous PSOM fractionation, but includes a preliminary destruction of organic matter: 10 g of soil are mixed with 20 ml of hydrogen peroxide (H_2O_2, 30 vol.) during 24 h at room temperature. After adding 5 ml of H_2O_2 and completed the beaker to 200 ml with permuted water, the suspension is heated at 80°C during 6 h and gently boiled during 20 min.

B 2 8 C and N analysis

C and N contents of soils and particle-size fractions are determined using the Dumas dry combustion method (CHN Carlo Erba NA 2000 Thermo Finnigan apparatus). Each presented value is the mean of 3 laboratory replicates. As soil is not carbonated, total soil C is estimated to be equal to SOC. Water-soluble organic carbon is measured using a Shimadzu TOC 5000 analyzer.

B 3 Results

B 3 1 Soil organic carbon contents and stocks in the 0-10 cm and 10 –30 cm layers

The SOC contents of the 0-10 cm an d the 10-30 cm layers are shown in Figure 2.8.

B 3 1 1 C content in the 0-10 cm layer

For OFF treatments there were no significant differences for each year between the 2 plots and between the 2 years (1998 and 2003) with very closed mean values (16.2 and 15.2 g $C.kg^{-1}$ soil for OFF21 and 17.1 and 16.7 g $C.kg^{-1}$ soil for OFF24) for the 0-10 cm layer (Figure 2.8 a).

Table 2.3: Characteristics of the particle size organic matter fractions for the 0-10 cm soil layer of the 4 selected plots

			% mass		C						N						C:N	
					C g.kg^{-1} fraction		C g.kg^{-1} soil		C % C NFS		N g.kg^{-1} fraction		N g.kg-1		N % N NFS			
plot	treatment	fraction	mean	SD	mean	SD	**mean**	SD	**mean**	SD	**mean**	SD	**mean**	SD	**mean**	SD	**mean**	SD
NT11	NT	F 200-2000	14.52	0.04	4.27	1.40	**0.62**	0.20	**3.26**	1.06	**0.28**	0.01	**0.04**	0.00	**2.90**	0.14	**37.64**	15.88
		F 50-200	23.89	0.26	4.18	0.36	**1.00**	0.08	**5.25**	0.40	**0.33**	0.02	**0.08**	0.01	**5.76**	0.36	**26.07**	1.33
		F 20-50	4.71	0.22	22.31	1.11	**1.05**	0.02	**5.52**	0.12	**1.46**	0.05	**0.07**	0.00	**4.97**	0.27	**21.48**	0.98
		F 2-20	21.33	0.25	30.06	0.29	**6.41**	0.03	**33.69**	0.16	**2.11**	0.21	**0.45**	0.04	**32.59**	2.84	**19.50**	1.78
		F 0-2	36.42	0.34	21.75	0.03	**7.92**	0.07	**41.63**	0.39	**1.78**	0.16	**0.65**	0.06	**46.97**	4.44	**16.93**	1.54
		WS	nd	nd	9.55	0.24	**2.88**	0.07	**14.66**	0.36	**nd**	nd	**nd**	nd	**nd**	nd	**nd**	nd
		sum	100.88	0.02	20.05	0.26	**19.88**	0.26	**104.00**	1.35	**1.21**	0.02	**1.29**	0.02	**93.19**	1.61	**-**	-
		NFS (*)	100.00	0.00	19.03	0.00	**19.03**	0.00	**100.00**	0.00	**1.38**	0.00	**1.38**	0.00	**100.00**	0.00	**15.22**	0.00
NT15	NT	F 200-2000	14.29	0.80	2.04	0.35	**0.29**	0.05	**1.81**	0.31	**0.20**	0.01	**0.03**	0.00	**2.39**	0.25	**35.26**	12.94
		F 50-200	24.61	0.53	3.44	0.05	**0.85**	0.02	**5.27**	0.15	**0.29**	0.00	**0.07**	0.00	**5.81**	0.11	**27.25**	0.40
		F 20-50	4.35	0.05	16.42	1.45	**0.71**	0.06	**4.44**	0.35	**1.03**	0.08	**0.05**	0.00	**3.67**	0.24	**23.19**	0.27
		F 2-20	19.53	0.08	27.89	0.50	**5.45**	0.07	**33.87**	0.47	**1.59**	0.04	**0.31**	0.01	**25.34**	0.60	**24.38**	0.38
		F 0-2	38.24	0.26	20.69	0.17	**7.91**	0.12	**49.21**	0.73	**1.42**	0.02	**0.54**	0.01	**44.24**	0.81	**20.51**	0.22
		WS	nd	nd	12.71	0.57	**1.27**	0.06	**8.00**	0.38	**nd**	nd	**nd**	nd	**nd**	nd	**nd**	nd
		sum	101.03	0.08	16.65	0.17	**16.48**	0.17	**102.60**	0.40	**1.01**	0.00	**1.00**	0.00	**81.45**	0.40	**-**	-
		NFS (*)	100.00	0.00	16.08	0.00	**16.08**	0.00	**100.00**	0.00	**1.23**	0.00	**1.23**	0.00	**100.00**	0.00	**15.24**	0.00
OFF21	OFF	F 200-2000	15.26	0.33	2.49	0.53	**0.38**	0.07	**2.48**	0.48	**0.21**	0.01	**0.03**	0.00	**2.83**	0.11	**35.77**	9.21
		F 50-200	23.64	0.43	3.41	0.03	**0.81**	0.02	**5.28**	0.12	**0.26**	0.00	**0.06**	0.00	**5.41**	0.14	**29.05**	0.49
		F 20-50	4.16	0.18	17.47	0.15	**0.73**	0.03	**4.76**	0.22	**1.09**	0.01	**0.05**	0.00	**3.99**	0.18	**19.62**	0.03
		F 2-20	17.23	0.22	28.28	0.60	**4.87**	0.11	**31.90**	0.69	**1.91**	0.07	**0.33**	0.02	**28.98**	1.38	**17.12**	0.86
		F 0-2	40.72	0.22	18.86	0.51	**7.68**	0.25	**50.29**	1.61	**1.64**	0.02	**0.67**	0.00	**58.92**	0.37	**13.38**	0.47
		WS	nd	nd	4.80	0.20	**1.44**	0.06	**9.40**	0.40	**nd**	nd	**nd**	nd	**nd**	nd	**nd**	nd
		sum	101.01	0.16	16.07	0.4	**15.91**	0.40	**104.10**	2.64	**1.15**	0.02	**1.14**	0.02	**100.13**	0.44	**-**	-
		NFS (*)	100.00	0.00	15.27	0.00	**15.27**	0.00	**100.00**	0.00	**1.13**	0.00	**1.13**	0.00	**100.00**	0.00	**16.36**	0.00
OFF24	OFF	F 200-2000	14.51	0.48	2.11	0.05	**0.31**	0.02	**1.83**	0.10	**0.22**	0.00	**0.03**	0.00	**2.62**	0.05	**26.54**	1.71
		F 50-200	22.98	0.44	3.46	0.13	**0.79**	0.04	**4.74**	0.26	**0.26**	0.01	**0.06**	0.00	**4.94**	0.21	**29.51**	0.83
		F 20-50	4.01	0.02	15.67	0.78	**0.63**	0.03	**3.75**	0.17	**0.98**	0.04	**0.04**	0.00	**3.26**	0.11	**19.82**	0.46
		F 2-20	19.37	0.75	27.89	0.38	**5.40**	0.20	**32.23**	1.21	**1.90**	0.02	**0.37**	0.02	**30.55**	1.33	**16.91**	0.12
		F 0-2	40.03	0.75	19.52	0.08	**7.81**	0.17	**46.61**	1.01	**1.52**	0.05	**0.61**	0.03	**50.43**	2.16	**15.07**	0.47
		WS	nd	nd	4.86	0.13	**1.47**	0.04	**8.55**	0.23	**nd**	nd	**nd**	nd	**nd**	nd	**nd**	nd
		sum	100.90	0.04	16.55	0.08	**16.41**	0.08	**97.71**	0.50	**1.12**	0.01	**1.11**	0.01	**91.80**	0.77	**-**	-
		NFS (*)	100.00	0.00	16.76	0.00	**16.76**	0.00	**100.00**	0.00	**1.21**	0.00	**1.21**	0.00	**100.00**	0.00	**16.39**	0.00

NFS (*): non fractionated soil

nd: non determined.

For NT treatment, there was an increase in SOC content for NT11 (16.4 to 19 g $C.kg^{-1}$ soil) between the two years, but not for NT15 (16.6 to 16.1 g $C.kg^{-1}$ soil) for the 0-10 cm layer. For NT11 the difference was significant only at the 8% level (Figure 2.8 a).
Bulk densities of 0-10 cm layer measured in 2003 were not significantly different for OFF (1.25) and for NT (1.27) and neither SOC content nor bulk density were different in depth for these two treatments below 10 cm (data not shown).
SOC stocks for NT11 and NT15 in 1998 and 2003 were calculated with a mean bulk density of 1.30 in 1998 (Lagaye, 1999) and 1.27 for 2003. Thus, the mean increase (average values for NT11 and NT15) of SOC stock by the NT system was estimated to 1.4 t $C.ha^{-1}$ or 0.35 t $C.ha^{-1}.year^{-1}$. According to Figure 2.8 b), the increases of SOC in the top layer are not compensated for by decreases in SOC in deeper layers (10-30 cm), for a general increase in carbon content in the deeper layer is noticed for both treatments (13.5 g $C.kg^{-1}$ soil to 14.65 for OFF and 13.5 g $C.kg^{-1}$ soil to 15.5 g $C.kg^{-1}$ soil for NT).

B 3 1 2 C content in the 10-30 cm layer

From 1998 to 2003, C contents increase for both treatments: 13.5 to 14.65 g $C.kg^{-1}$ soil and 13.5 to 15.5 g $C.kg^{-1}$ soil for OFF and NT respectively.

B 3 2 Particle Size Organic Matter Fractionation (PSOM Fractionation)

As the 0-10 cm layer is mainly affected by the difference in SOM, PSOM fractionation was done on the 2003 soil samples (0-10 cm layer) for the 4 selected plots. Detailed results are presented in Table 2.3. Mass, SOC and N balances vary from 100.88 to 101.03 %; 97.7 to 104.1 % and from 81.5 to 100.1% respectively. Lower values for N were due to the non dosage of the soluble N content in the water fraction. These results allow us to conclude that the PSOM fractionation was correctly achieved for the mass and C balances.
The evaluation of the dispersion level obtained by PSOM fractionation is an important criteria for the interpretation of the results of the fractionation method (Feller *et al.*, 1991; Christensen, 1992). Therefore, we compared the mass distribution of the PSOM fractionation to the mechanical analysis including the H_2O_2 treatment for oxidation of SOM. The comparison was done on a mineral basis (without OM). Figure 2.9 shows that aggregate disruption and dispersion of fine particles were achieved til 20 µm but that the 2-20 µm fraction of the PSOM fractionation contains a part of the organo-clay fraction 0-2 µm. As a consequence the 0-2 µm fraction of the PSOM is impoverished in clay.
Concerning the mass, C and N variabilities due to the PSOM fractionation estimated from 3 replicates of each sample, the largest coefficients of variation were observed for the 200-2000 µm fraction (Table 2.4).

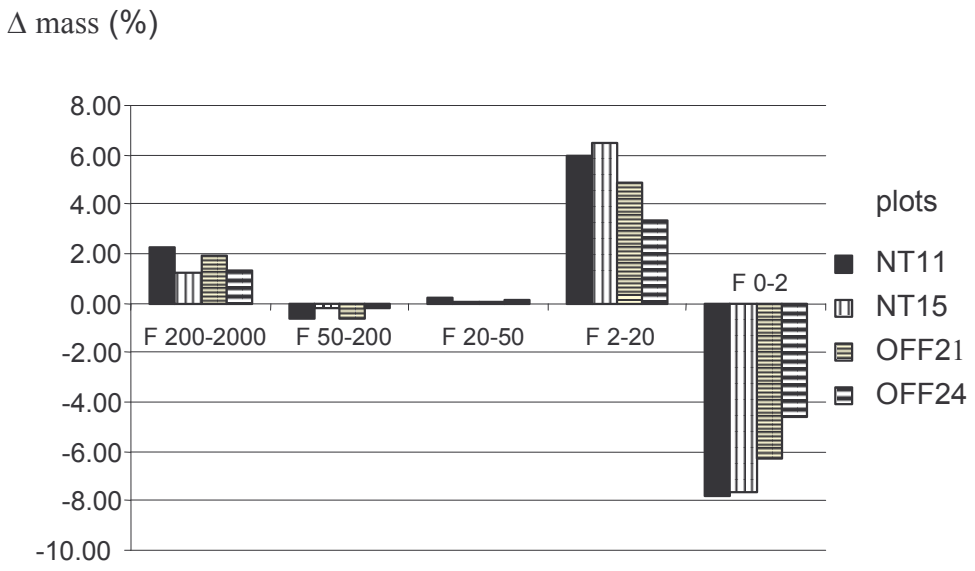


Figure 2.9: Differences in the mass (Δ mass %) of the different fractions obtained by PSOM fractionation or mechanical analysis (values expressed in % of the mass obtained by PSOM fractionation)

Table 2.4: Range of coefficient of variation (CV %) associated to the particle size organic matter fractionation of the C and N content or the C:N ratio for the 0-10 cm.

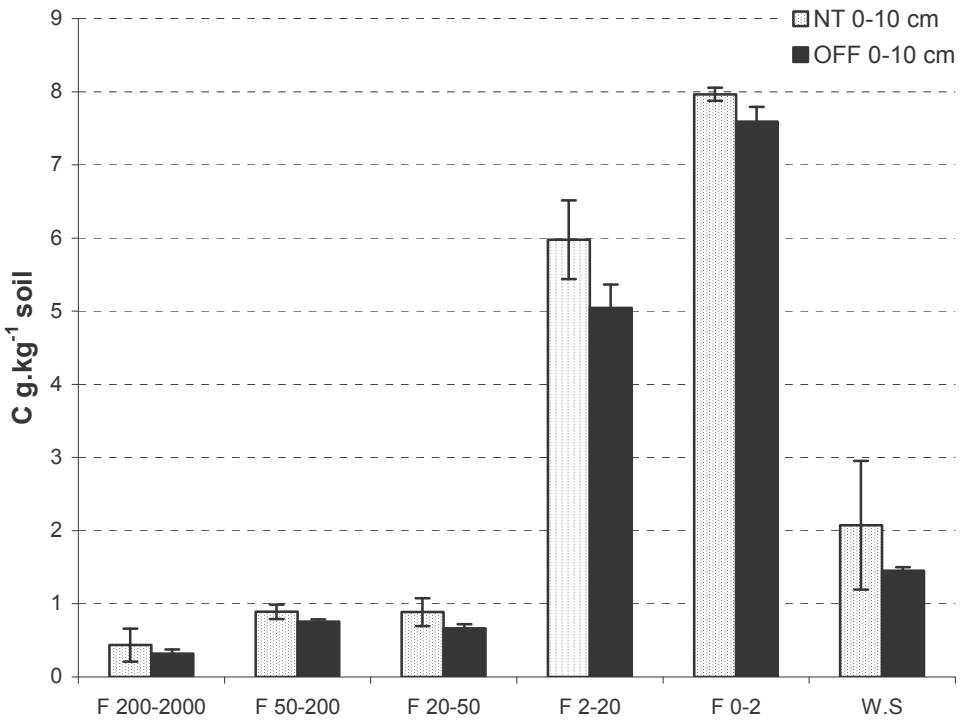
	CV %				
particle-size fraction	C fraction g.kg^{-1}	C g.kg^{-1} soil	N g.kg^{-1} fraction	N g.kg^{-1} soil	C:N
F 200-2000	3 - 33	5 - 33	1 - 7	2 - 11	6 - 42
F 50-200	1 - 9	2 - 8	1 - 7	2 - 6	1 - 5
F 20-50	1 - 9	2 - 8	3 - 7	3 - 6	1 - 5
F 2-20	0 - 3	0 - 4	1 - 10	2 - 9	1 - 9
F 0-2	0 - 3	1 - 3	3 - 9	2 - 8	1 - 9
W.S.	2 - 4	2 - 5			

The main part of the SOC is represented by the 0-20 µm fraction both for OFF (78%) and for NT (79%). The water soluble fraction is not negligible and represents from 8 to 15% of the total SOC (Table 2.3). The mean C:N ratios of the non fractionated soil (NFS) are 15.2 for NT and 16.4 for OFF. The C:N ratio is always higher for the 200-2000 µm fractions: 36.5 +/- 14.1 for NT and 31.2 +/- 5.5 for OFF. It decreases from the coarse sand (26-38) to the clay fraction (13-20).

The effect of NT on the distribution of SOC (g $C.kg^{-1}$ soil) in the different fractions is shown on Figure 2.10 for both 0-10 cm and 10-30 cm layers.

For both layers, no significant effect of NT were observed for the fractions larger than 20 µm and the water soluble fractions. But differences were signicant for both the 2-20 and 0-2 µm fractions, the largest difference being observed for the finer silt fractions.

a)



b)

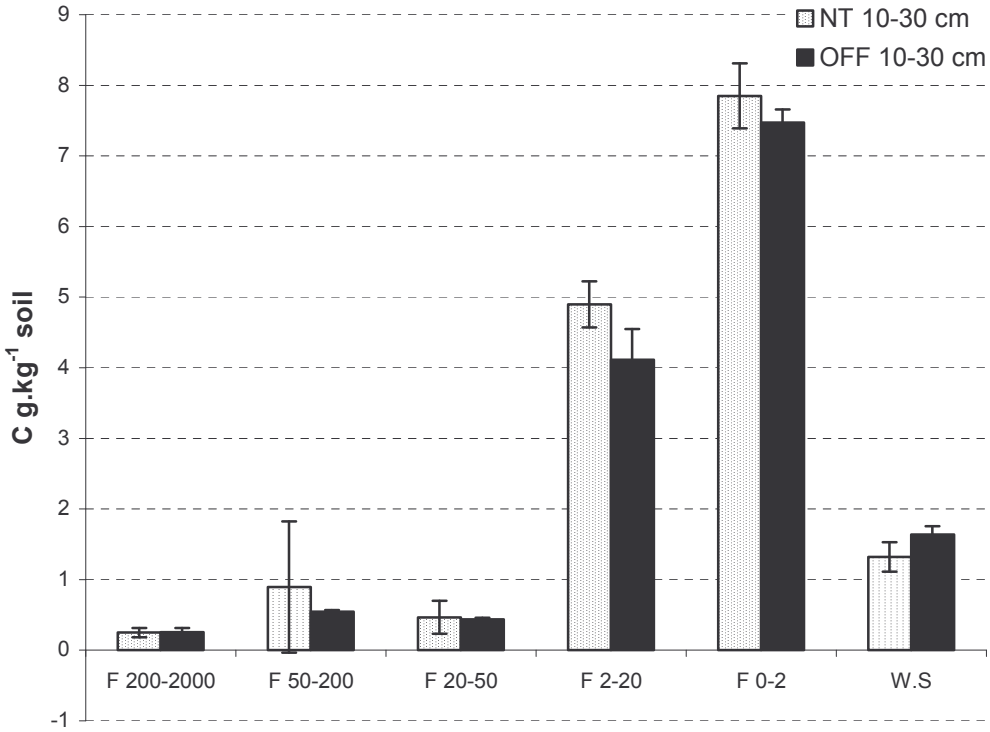


Figure 2.10: SOC content (g C.kg $^{-1}$ soil) of the different fractions for the 0-10 cm (a) and 10-30 cm (b) soil layers for NT and OFF treatments.

B 4 Discussion

SOC contents and stocks were at the equilibrium for the 2 OFF plots (no significant variation) between 1998 and 2003. But, a trend in increase of SOC contents and stocks was observed for NT plots in the 0-10 cm soil layer. That increase represents about 16 % of the total SOC of the OFF treatment soil.
It represents a mean SOC storage of 0.35 t C ha^{-1} $year^{-1}$ which agrees with the general trend observed in the synthesis done by Bernoux *et al*. (2006) presented in Figure 2.11.
The organic restitutions provided the cover crop for NT treatments were estimated for the different plots: the aerial part represents 4 t ha^{-1} .yr^{-1} (dry matter), we assume that the whole cover (aerial part plus root system) plant represents 8 t $ha^{-1}yr^{-1}$. We also assume that the C content of the whole cover is 42% of the total cover dry matter. Thus, the supplementary restitution in organic carbon due to NT treatments is about 3.36 t C.ha^{-1}.$year^{-1}$. Therefore the storage of about 0.35 t C.ha^{-1}.$year^{-1}$ represents 10.5% of the restitutions which is in agreement with the general humification rates shown in the literature (Combeau and Quantin, 1964; Pansu, 1991).
For OFF plots, SOC is mainly (78%) associated to the <20 µm fractions with a low C:N ratios (13.38 to 17.12). The > 20 µm fractions (22%) exibit larger C:N ratios due to their plant debris origin (Feller and Beare, 1997). A general trend in decrease of the C:N ratio with the decrease of the size of the fraction is observed generally for tropical soils. These values are similar to those published by Rafazimbelo *et al*. (2003) for a clayey oxisol cultivated under sugarcane in the state of São Paulo in Brazil.
It was shown on Figure 2.9 that the dispersion level by the fractionation method used was efficient till 20 µm but not at a lower size: a non negligible part of the organo-clay fraction remained associated with the organosilt in the form of microaggregates 2-20 µm. Therefore it is difficult to discuss separately these 2 fractions. The increase in SOC contents and stocks observed after 4 years of NT for the 0-10 cm soil layer was mainly due to the inferior to 20 µm fractions.
SOM fractionation was applied to various clayey tropical soils by Feller (1995) and Feller and Beare (1997) for different options of soil management, but not with NT treatments. These authors showed that when SOC increase is observed, it concerns both the > 20 µm and < 20 µm fractions and not only the <20 µm fractions. Therefore NT treatments present a different process of SOC storage. This effect was also observed for NT or mulch based systems in Brazilian soils by other authors: Rafazimbelo *et al*. (2003) for non burned sugarcane systems and Bayer *et al*. (2000b) for different NT systems. Two main processes can be involved to explain this specific enrichment of SOC in the silt and clay fraction: storage of a water soluble C in the field originated from the cover plant material (aerial and roots) and transfered into the 0-10 cm soil layer under rainfall; if we consider the Water soluble (WS) fraction obtained from PSOM fractionation, WS was not significantly different between NT and OFF treatments.

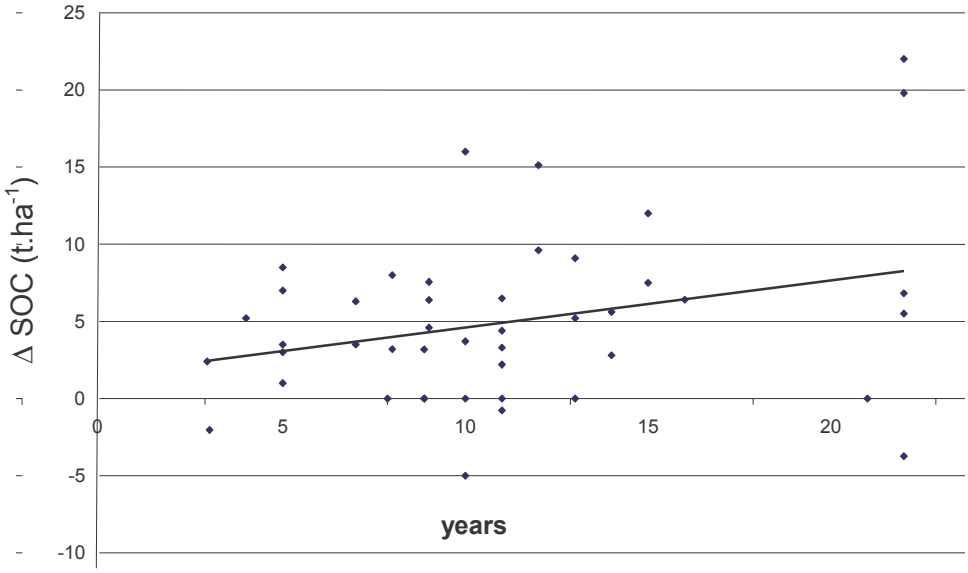


Figure 2.11: Differences in SOC stocks (Δ SOC t C.ha^{-1}) between various no-tillage (NT) and conventional (CT) systems for Brazilian situations (after Bernoux* et al.*, 2006).

effect of soil biota and especially fauna activity

NT systems do not consider an immediate and mechanical incorporation of above plant residues into the soil as it is for tillage systems. That incorporation is actually mainly done by soil fauna activity; soil fauna activity is dramatically increased in NT systems. That was shown by Cerri *et al*. (2004) for the same soil type in Brazil (São Paulo state). In only 3-4 years the biomass and diversity of soil fauna due to the mulch of sugarcane leaves were drastically restored by a soil fauna activity similar to that under forest. Close to our experiment (Fazenda Santa Helena, state of Goiás, Brazil), NT systems were also studied for soil fauna and it was shown (Minette, 2000; Blanchart, personal communication) that for the first year of NT a large increase in soil fauna biomass was observed and especially in earthworms. There are few data for tropical areas on the effect of soil fauna on SOM distribution within the different particle-size fractions. The main ones concern earthworms and a summary of some published data is given in Table 2.5.

In incubation (without plant) studies with (EW+) or without (EW-) earthworms (EW), both Martin (1991) and Chapuis-Lardy *et al.* (1998) showed that after 1 and 7 days incubation respectively, the presence of EW lead to a decrease of SOC content ($g.kg^{-1}$ soil) in the > 50µm fractions and an increase in the < 50µm fractions. On the other hand, for 4 pot experiments with plant (cultivation during 3 to 6 years) and with or without EW, Villenave *et al*. (1999) showed also that for 3 of the 4 experiments, it was also observed an increase of SOC in the < 50 µm fractions in presence of EW. Thus, a general trend of enrichment of SOC of the inferior to 50 µm fraction due to earthworm activity is observed, and supports the hypothesis of a major role of the fauna activity in a specific increase of the SOC of the inferior to 50 or 20 µm fraction for the NT and cover plant systems.

Table 2.5: A summary from literature of data of some experiment on the effect of earthworms on the distribution of SOC content in two particle-size fractions: > 50 µm (50-2000 µm) and < 50µm (0-50 µm).

Experiment Nbr(*) (and type)	Location	Earthworm	SOC content ($g.kg^{-1}$ soil)	Clay content ($g.kg^{-1}$ soil)	Differences in SOC content ($g.kg^{-1}$ soil) of > and < 50 µm fractions between EW+ and EW- (***)	
					> 50 µm	< 50 µm
1 (Incubation, 1d)	Lamto (Ivory Coast)	Millsonia anomala	10.9	95	- 0.47	+ 0.24
2 (Incubation, 7d)	Yurimaguas (Mexico)	Pontoscolex corethrurus	22.8	90	-5.38	+ 4.00
3 (Cultivation, Yam, 3yr)	Lamto	Millsonia anomala	8.5	60	+0.1	+ 0.4
4a (Cultivation, Maize, 3yr, E (**))	Lamto	Millsonia anomala	12.0	50	- 0.5	+ 0.2
4b (Cultivation, Maize, 3yr, L (**))	Lamto	Millsonia anomala	12.0	50	- 0.2	- 0.6
5 (Cultivation, Maize, 6yr, E)	Yurimaguas	Pontoscolex corethrurus	15.0	230	- 0.6	+ 0.3

Differences were recalculated from the original primary data.

(*) Experiment: 1, Martin (1991); 2, Chapuis-Lardy *et al.* (1998), 3, 4 and 5, Villenave *et al.* (1999)

(**) E = litter exported, L = litter incorporated

(***) EW+ and EW- = experiment with or without earthworms activity respectively. Negative and positive differences indicate a loss or a gain respectively in SOC content of the given fraction.

B 5 Conclusions

Changes in soil management may alter soil organic carbon (SOC) content. A substantial increase in the SOC content in the 10 cm topsoil layer in no-tillage systems (NT) compared with tilled systems (OFF) was observed in the *Cerrados* due to high crop-residue input and lack of soil disturbance.
A particle-size fractionation of SOM showed that differences in total SOC between NT and OFF mainly affected the fractions smaller than 20 µm.
Besides of the well-known agronomic standpoint, NT is also beneficial to the global change point of view, but more research is needed to investigate interactive effects of tillage, fertilizer application methodology and crop rotation as they affect C sequestration, CH_4 and N_2O fluxes, especially in tropical soils, where data on this matter is lacking.

Acknowledgments
This work was completed thanks to the grant given to Aurélie Metay by the French Ministry of Research and Technologies. A financial support was brought by FFEM (Fonds Français pour l'Environnement Mondial). Project CZZ1224.02X "Bilan comparé des émissions/ séquestration des gaz à effet de serre dans les systèmes de culture agro-écologiques (semis direct sous couverture végétale) et les systèmes de culture traditionnels. Le cas du Brésil" and CIRAD (financial support from the CIRAD scientific direction). We also would like to thank the persons that had helped to complete the laboratory analysis at CENA, IRD and CIRAD research centers.

B 6 References

Amado, T.J., Bayer, C., Eltz, F.L.F., Brum, A.C.R., 2001. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. Revista Brasileira de Ciência do Solo 25, 189-197.

Bayer, C., Bertol, I., 1999. Caracteristicas químicas de um cambissolo humico afetadas por sistemas de preparo com ênfase a matéria orgânica. Revista Brasileira de Ciência do Solo 23, 687-694.

Bayer, C., Mielniczuk, J., Amado, T.J.C., Martin-Neto, L., Fernandes, S.V., 2000a. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. Soil & Tillage Research 54, 101-109.

Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Ceretta, C.A., 2000b. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. Soil & Tillage Research 53, 95-104.

Bayer, C., Mielniczuk, J., Martin-Neto, L., Ernani, P.R., 2002. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. Plant and Soil 238, 133-140.

Bernoux, M., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P., Siqueira Neto, M., Metay, A., Perrin, A.S., Scopel, E., Blavet, D., Piccolo, M.C., Pavei, M., Milne, E., 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. Agronomy for Sustainable Development, in press.

Castro Filho, C., Muzilli, O., Podanoschi, A.L., 1998. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico em função de sistemas de plantio

rotação de culturas e métodos de preparo das amostras. Revista Brasileira de Ciência do Solo 22, 527-538.

Cerri, C.C., Bernoux, M., Cerri, C.E.P., Feller, C., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in WS opportunities in South america: the case of Brazil. Soil Use and Management 20 special issue 1, 248-254.

Chapuis-Lardy, L., Brossard, M., Lavelle, P., Schouller, E., 1998. Phosphorus transformations in a ferralsol through ingestion by Pontoscolex corethrurus, a geophagous earthworm. European Journal of Soil Biology 34, 61-67.

Christensen, B.T., 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary size and density separates. Advances in Soil Sciences 20, 1-90.

Christensen, B.T., 2001. Physical fractionation of soil and strutural and functional complexity in organic matter turnover. European Journal of Soil Science 52, 345-353.

Combeau, A., Quantin, P., 1964. Observations sur les relations entre stabilité structurale et matière organique dans quelques sols d'Afrique Centrale. Cahier ORSTOM, série Pédologie vol. II 1, 3-9.

Corazza, E.J., Silva, J.E., Resck, D.V.S., Gomes, A.C., 1999. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte e depósito de carbono em relação a vegetação de Cerrado. Revista Brasileira de Ciência do Solo 23, 425-432.

De Maria, I.C., Nabude, P.C., Castro, O.M., 1999. Long-term tillage and crop rotation effects on soil chemical properties of a Rhodic Ferralsol in southern Brazil. Soil & Tillage Research 51, 71-79.

Dersch, G., Böhm, K., 2001. Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. Nutrient cycling in agroecosystems 60, 49-55.

Feller, C., 1995. La matière organique dans les sols tropicaux à argile 1:1. Recherche de compartiments organiques fonctionnels. Une approche granulométrique. Coll. TDM, n° 144, ORSTOM, 393 p. + Annexes, 236 p.Paris.

Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. Geoderma 79, 69-116.

Feller, C., Fritsch, E., Poss, R., Valentin, C., 1991. Effet de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques (Afrique de l'Ouest, en particulier) Cahier ORSTOM, série pédologie XXVI (1) 25-36.

Feller, C., Albrecht, A., Blanchart, E., Cabidoche, Y.M., Chevallier, T., Hartmann, C., Eschenbrenner, V., Larré-Larrouy, M.C., Ndandou, J.F., 2001. *Soil organic carbon sequestration in tropical areas. General considerations and analysis of some edaphic determinants for lesser Antilles soils.* Nutrient Cycling in Agroecosystems 61, 19-31.

Freixo, A.A., Machado, P.L.O.A., Dos Sandos, H.P., Silva, C.A., Fadigas, F.S., 2002. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. Soil & Tillage Research 64, 221-230.

Gavinelli, E., Feller, C., Larré-Larrouy, M.C., Bacye, B., Djegui, N., Nzila, J., 1995. A routine method to study soil organic matter by particle-size fractionation: examples for tropical soils. Communication in Soil Science and plant analysis 26 (11 & 12), 1749-1760.

Lagaye, C., 1999. Caractérisation de parcelles expérimentales à Goiânia, état de Goiás, Brésil. Mémoire d'ingénieur. Institut National Agronomique Paris-Grignon 50p.

Lal, R., 1976. Soil erosion problems on Alfisols in western Nigeria and their control. IITA Monograph 1, 208 pp.

Lal, R., 1995. Global soil erosion by water and carbon dynamics. In Soils and global change, eds. R Lal J Kimble E Levine & BA. Stewart 131-142. Boca Raton, Fla.: CRC/Lewis Publishers.

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a review. Geoderma 123, 1-22.

Lugo Ariel, E., Brown, S., 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. Forest ecology and management 54, 239-255.

Machado, P.L.O.A., Silva, C.A., 2001. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. Nutrient Cycling in Agroecosystems 61, 119-130.

Martin, A., 1991. Short- and long-term effects of the endogeic earthworm *Millsonia anomala* (Omodeo) (Megascolidae, Oligochaeta) of tropical savannas, on soil organic matter. Biology and Fertility Soils 11, 234-238.

Minette, S., 2000. Etude de l'impact des techniques de semis direct sur les caractéristiques physiques et biologiques des sols des *Cerrados* Brésiliens. Mémoire de fin d'études. ENSA & CIRAD, Rennes & Montpellier, France.

Pansu, M., 1991. Détermination de quelques paramètres caractéristiques de la cinétique d'humification et de minéralisation des amendements organiques dans les sols. Cahiers ORSTOM, série Pédologie vol. XXVI 2, 131-144.

Perrin, A.S., 2003. Effets de différents modes de gestion des terres agricoles sur la matière organique et la biomasse microbienne en zone tropicale humide au Brésil. Master Dissertation. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, Switzerland.

Rafazimbelo, T., Barthès, B., De Luca, E.F., Larré-Larrouy, M.C., Laurent, J.Y., Cerri, C.C., Feller, C., 2003. Effet du paillis des résidus de canne à sucre sur la séquestration de C dans un sol ferrallitique argileux du Brésil. Etude et Gestion des Sols 10(3), 191-200.

Resck, D.V.S., 1998. Agricultural intensification systems and their impact on soil and water quality in the *Cerrados* of Brazil. In : Soil quality and agricultural sustainability. R. Lal (ed.) Ann Arbor Press. Chelsea. MI pp 288-300.

Reyes, V., 2002. Quantification et modélisation des flux hydriques, thermiques et azotés dans les systèmes de culture en semis direct avec couverture végétale dans la région des *Cerrados* brésiliens. Thèse Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc.

Riezebos, H.T.H., Loerts, A.C., 1998. Influence of land use change and tillage practice on soil organic matter in southern Brazil and eastern Paraguay. Soil & Tillage Research 49, 271-275.

Sá, J.C.M., Cerri, C.C., Lal, R., Dick, W.A., Venzke Filho, S.P., Piccolo, M.C., Feigl, B., 2001. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. Soil Science Society of America Journal 65, 1486-1499.

Scopel, E., Doucene, E., Primot, S., Douzet, J.M., Cardoso, A., Feller, C., 2003. Diversity of direct seeding mulch based cropping systems (DMC) in the Rio Verde region (Goiás, Brazil) and

consequences on soil carbon stocks. Book of Extended Summary of the II World Congress on Conservation Agriculture, Foz do Iguaçu, Brazil pp. 286-289.

Siqueira Neto, M., 2003. Estoques de carbono e nitrogênio do solo e emissões de gases do efeito estufa no sistema plantio direto em Tibagi (PR), Master Dissertation, University of São Paulo, Piracicaba, Brazil.

Sisti, C.P.J., Dos Santos, H.P., Kohhann, R., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., 2004. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. Soil & Tillage Research 76, 39-58.

Six, J., Guggenberger, G., Paustian, K., Haumaier, L., Elliott, E.T., Zech, W., 2001. Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. European Journal of Soil Science 52, 607-618.

Testa, V.M.; Teixeira, L.A.J., Mielniczuk, J., 1992. Características químicas de um Podzólico Vermelho-Escuro afetadas por sistemas de culturas. R. Bras. Ci. Solo, 16:107-114.

Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Sciences 33, 141-163.

Venzke Filho, S.P., Siqueira Neto, M., Piccolo, M.C., Feigl, J., Cerri, C.C., 2002. Características químicas do solo em função do tempo de adoção do sistema plantio direto, in: FERTIBIO – Agricultura: Bases ecológicas Para o desenvolvimento social e econômico sustentado, Rio de Janeiro.

Villenave, C., Charpentier, F., Lavelle, P., Feller, C., Brussaard, L., Pashanasi, B., Barois, I., Albrecht, A., Patron, J.C., 1999. Effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics following earthworm inoculation in field experimental situations. In: Earthworm management in tropical agroecosystems, Eds Lavelle P, Brussaard L and Hendrix P pp 173-197.

Zotarelli, L., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Torres, E., Paustian, K., Boddey, R.M., Six, J., 2003. Efeito do preparo do solo nos agregados do solo e no conteúdo de matéria orgânica in: XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Ribeirão Preto, Brazil.

Conclusion

Les effets du travail du sol sur la dynamique de la MO du sol ont été étudiés depuis longtemps pour leurs conséquences en matière de propriétés physiques, érosion, fertilité, pertes de nutriments. Plus récemment, les préoccupations en matière d'émissions de GES ont conduit les scientifiques à examiner le potentiel des sols à stocker du C organique, en particulier sous l'influence des systèmes SCV mis en place depuis 5 ans. Dans notre cas, le stockage de C est d'environ 350 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$ mais à la limite de la significativité. Le carbone nouvellement stocké est localisé essentiellement dans les fractions fines (< 50 µm) dont la MO est généralement considérée comme relativement stable. Toutefois, le stockage de C dans le sol n'exprime que les flux de $C\text{-}CO_2$. Il faut donc maintenant considérer les flux des autres GES, à savoir CH_4 et N_2O (Chapitre III).

Le chapitre III traite de la dynamique saisonnière des flux de GES au niveau du sol.
La section A est relative au dispositif de mesures et aux choix techniques et instrumentaux réalisés dans le cadre de cette thèse. Elle met notamment en évidence les difficultés inhérentes à la mesure des flux de gaz en conditions de terrain et la délicate maîtrise de la variabilité de ces mesures. A cette occasion, les tests justifiant la pertinence des différentes techniques de mesure et d'échantillonnage sont présentés.
La section B correspond à un article (soumis) qui fait le bilan des flux de GES autres que CO_2 à l'échelle du cycle cultural sur SCV et OFF.

Chapitre III

Dynamique saisonnière des flux de GES

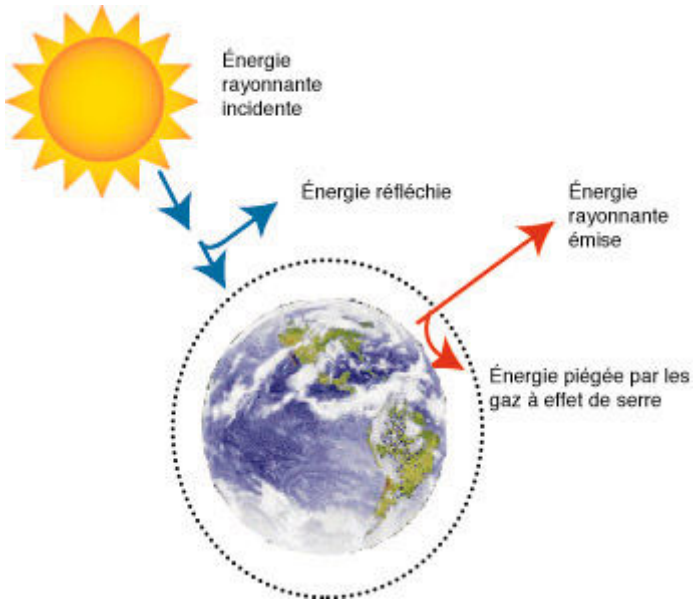


Figure 3.1 : L'effet de serre (d'après Ministère de l'agriculture et de l'agroalimentaire du Canada, 2003)

Réduire les émissions de GES est un des plus importants enjeux environnementaux. Dans le cas des flux liés aux activités agricoles, la première étape est de comprendre comment et quand ces gaz sont émis. En effet, toute mesure agro-environnementale destinée à diminuer les émissions doit s'appuyer sur des mesures précises des flux dont l'intégration aux échelles spatio-temporelles permettra de justifier les choix techniques en matière de pratiques agricoles et de donner des arguments pour orienter les choix politiques en la matière.

A Approche méthodologique du suivi *in situ* des flux de GES à la surface du sol et des concentrations dans le sol

La littérature s'accorde sur la difficulté expérimentale de toute mesure de flux de GES au champ (Bekku *et al*., 1995 ; Mummey *et al*., 1997 ; Schweizer, 2000, Baggs *et al*., 2001, Choudhary *et al*., 2002, Smith *et al*., 2003). Dans notre cas, cette difficulté est accrue par un niveau d'instrumentation basique, l'absence de moyens d'automatisation des prélèvements et la nécessité de différer certaines déterminations par l'éloignement des laboratoires par rapport au terrain.

Cette section aborde les aspects techniques suivants :

(i) la mesure des flux de GES à la surface du sol,

(ii) la mesure des concentrations de GES à différentes profondeurs du sol.

Les flux nets de gaz à partir de la surface du sol sont souvent déterminés grâce à la technique des chambres fermées (Ambus & Robertson, 1993; Hutchinson & Livingston 1993; Jensen *et al*. 1996). Cependant, alors que de telles méthodes peuvent être utilisées pour mesurer les flux de gaz entre le sol et la surface, elles ne sont pas nécessairement représentatives de l'ampleur de la production de gaz dans les horizons superficiels ou de profondeur. Cette dernière peut différer du flux net à la surface en raison de différents facteurs comme des barrières de diffusion, l'oxydation de CH_4, la réduction totale de N_2O aboutissant à N_2, et le piégeage du N_2O au sein de la structure du sol (Chen & Wang, 1993; Borjesson & Svensson, 1997; Powlson, 1997) voire sa solubilisation et son entraînement par les eaux du sol. Aussi, la connaissance des concentrations en GES au sein du profil cultural permet d'ajouter une dimension à l'approche 2D fournie par la méthode des chambres statiques en surface. Ce point est particulièrement important si l'on considère l'importance des sources indirectes telles que les considèrent l'IPCC (1996).

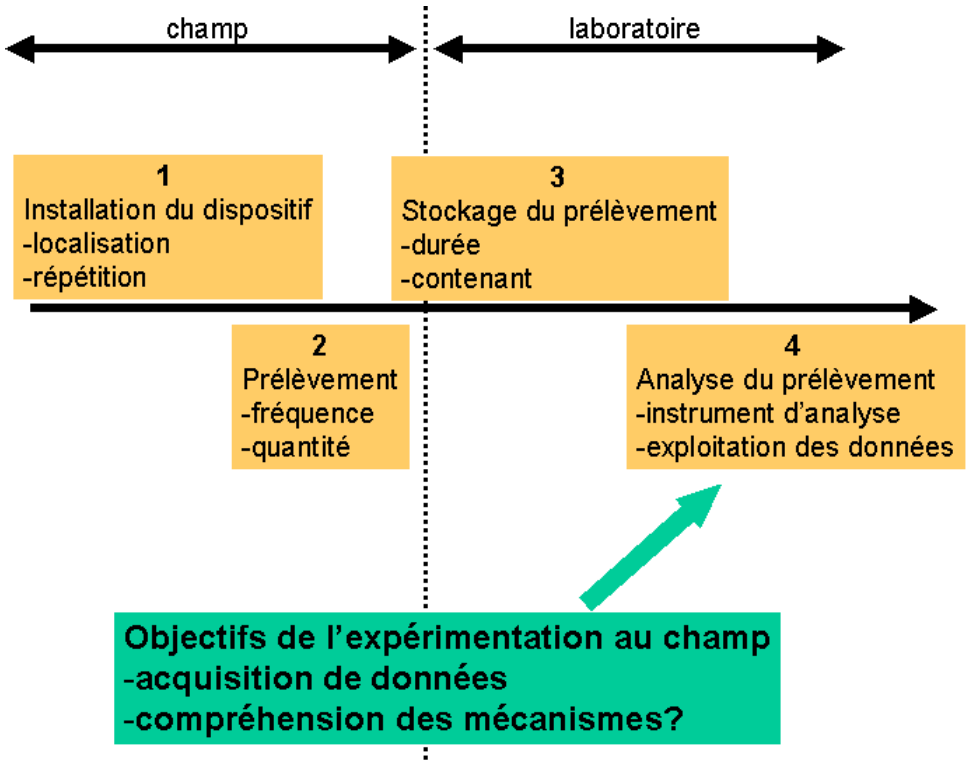


Figure 3.2 : Contraintes liées à la mesure de flux de GES au champ

A 1 Mesure des flux de CH_4 et N_2O à la surface du sol : dispositif et contraintes

A 1 1 Les différentes erreurs possibles

L'étude des dynamiques de flux des GES met en avant des problèmes méthodologiques. Les méthodes reposant sur l'utilisation de chambres statiques dépendent du volume de gaz piégé dans la chambre, elles fournissent donc seulement une estimation indirecte de la qualité et de l'intensité des flux de GES émis à partir du sol. Les principaux facteurs influençant les performances des chambres comprennent la température du sol et de l'air, les gradients de concentrations dans le sol, les fluctuations de pression, l'humidité du sol et de l'air, la perturbation physique du sol lors de la mise en place de la chambre ou imputables aux facteurs naturels (pluie, actions de la macrofaune..), les fuites de la chambre et sa pollution éventuelle, lors des connexions notamment, entre l'atmosphère sous chambre et l'atmosphère extérieure.

Le problème de la représentativité des mesures est abordé ici à l'échelle spatiale de la parcelle agricole. La figure 3.2. situe les contraintes associées à chaque étape des opérations de mesure des flux de GES au champ. Classiquement, si l'on considère E : erreur associée à la mesure de flux, on peut décomposer E en :

E = E expérimentale + E calcul du flux *[eq. 3.1]*

A partir de la figure 3.2, on peut décomposer E expérimentale en :

E expérimentale = E dispositif et son installation + E prélèvement + E stockage +E analyse *[eq. 3.2]*

Nous allons à présent examiner les différentes contraintes techniques correspondant à chaque terme des équations 3.1 et 3.2.

A 1 2 Choix du type de chambre

On distingue 2 types de chambres (ou enceintes ou encore cloches) : les systèmes fermés pour lesquels il n'y a pas de remplacement d'air dans le volume de la chambre lors des mesures et les systèmes ouverts pour lesquels on impose un flux d'air constant à l'intérieur de la chambre. On trouve dans la littérature une relative variété de chambres désignées comme fermées, ouvertes, ventilées et de tailles différentes (Berges & Crutzen, 1996; Meixner *et al*, 1997; Sibbetsen & Lind, 1993; Smith *et al*, 1994; Velthof *et al*, 1997). Plus récemment, des chambres fermées automatisées ont été développées (Meyer *et al*, 2001; Smith & Dobbie, 2001) ce qui permet la détermination de fluctuations des flux de N_2O que la simple mesure manuelle ne peut saisir (Projet Européen 'Greengrass ', 2002/2004 portant sur le bilan des GES sur prairie pâturée). Les chambres fermées sont utilisées dans la mesure de la respiration du sol depuis plus de 80 ans (Rochette *et al*., 1997) par suivi de l'augmentation de concentration de gaz dans la chambre au cours du temps (Mosier *et al*., 1997; Smith & Arah, 1992; Ryden & Rolston, 1983; Granli & Böckman, 1994; Fowler *et al*, 1997). Il y a peu d'uniformité dans la conception des chambres utilisées, mais elles peuvent être décrites comme allant d'un isolement complet par rapport à l'atmosphère, jusqu'à une ouverture aux deux extrémités avec des moyens de changer la vitesse du vent au-dessus de la surface de mesure (ventilation forcée) pour simuler les observations au champ.

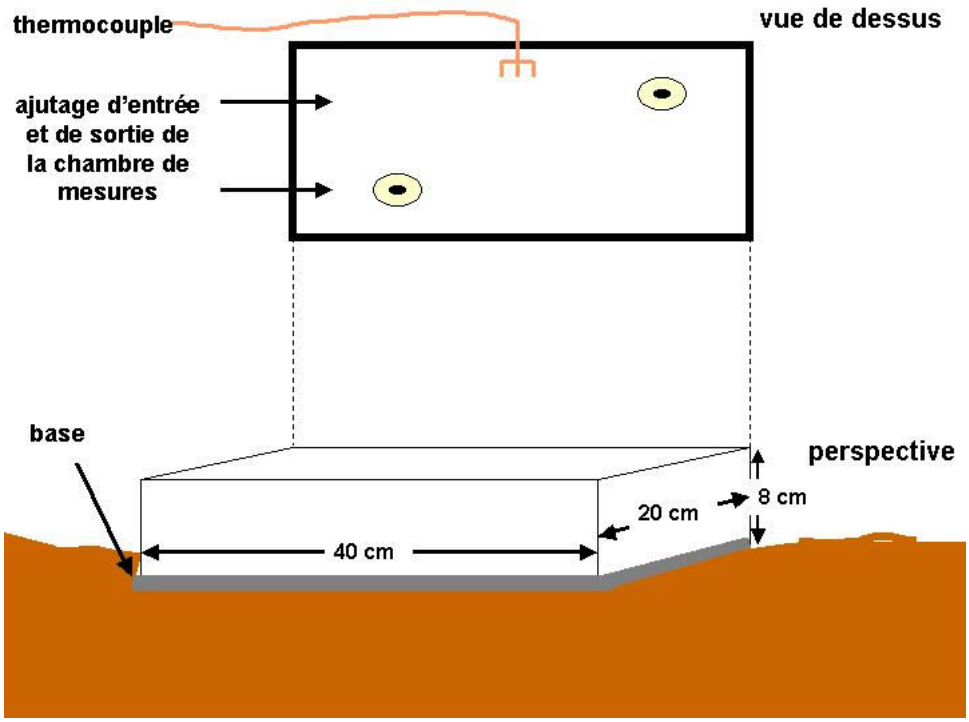


Figure 3.3 : Chambre installée sur la base pour le prélèvement (vue de dessus et perspective)

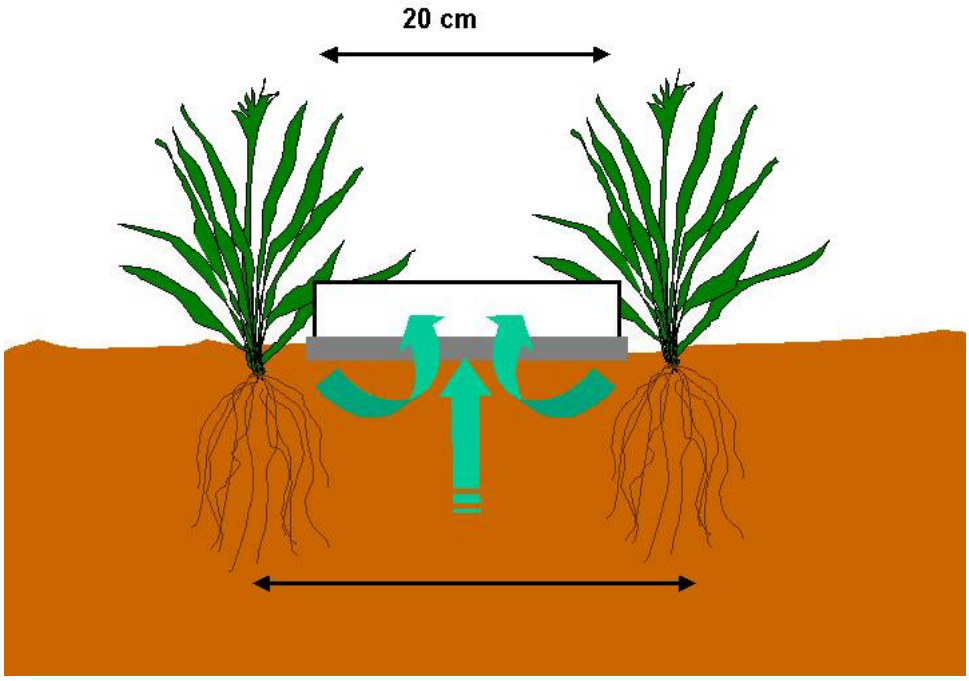


Figure 3.4 : Position des chambres dans l'inter-rang de Riz

Ces chambres permettent la mesure de très petits flux, sont relativement peu coûteuses et faciles à mettre en place. Elles peuvent par ailleurs être adaptées à différentes géométries de parcelles et répondre ainsi plus finement aux objectifs de l'expérience. Mais, leur installation à la surface du sol crée une perturbation locale, un microclimat en quelque sorte, et peut ainsi affecter les flux qu'elles visent à mesurer. L'expérience acquise dans l'utilisation des chambres a permis de mieux comprendre les facteurs physiques et biologiques susceptibles d'être affectés par leur emploi et dans quelle mesure l'expérimentateur pouvait minimiser l'impact de ces changements sur la détermination des flux de gaz ou au moins mieux comprendre ces changements (Rochette & Gregorich, 1998). Le dispositif de mesure utilisé dans cette thèse est celui de la chambre fermée dont la géométrie est présentée sur la figure 3.3. La chambre a été conformée dans le but d'être installée au niveau de l'inter-rang d'une parcelle de riz (inter-rang de l'ordre de 30 cm) grâce à une forme parallélépipédique plutôt que cylindrique. L'insertion de la chambre au niveau de l'inter-rang permet de couvrir l'ensemble du sol sur l'intervalle entre 2 pieds de riz (Figure 3.4). Les chambres utilisées sont de type statique (sans échange d'atmosphère) plutôt que dynamique (avec échange d'atmosphère) dans la mesure où les prélèvements sont réalisés manuellement. Les chambres ainsi utilisées fournissent des mesures discontinues de flux de N_2O et CH_4.

A 1 3 Installation de la chambre

La plupart des utilisateurs de chambres fermées résolvent le problème de perturbation du sol dû à la mise en place de la chambre en utilisant des bases fixes en PVC installées avant le début de l'expérience. Les délais de stabilisation de la base au niveau du sol, avant que ne soit effectuée la première mesure, peuvent varier d'une heure dans le cas d'une insertion superficielle (2 cm) pour des mesures de CO_2 (flux importants) (Norman *et al*., 1997) à plusieurs semaines pour des bases insérées plus profondément (15 cm) pour lesquelles on peut supposer une perturbation supplémentaire notamment au niveau des racines (Hutchinson & Mosier, 2001). Cependant, l'usage de base d'insertion ne résout pas tous les problèmes. Ainsi, Norman *et al*. (1997) rapportent qu'après de multiples usages les bases insérées superficiellement tendent à fournir des flux erronés. Il recommande dans ce cas de stabiliser les bases à l'aide de fixations métalliques : c'est ce que nous avons fait ici, compte tenu de la durée importante de l'expérimentation (près de 6 mois) et des mesures répétées, en stabilisant au niveau de 4 points la base de 0,08 m^2.

A 1 3 1 Localisation des chambres

Six bases de prélèvement sont installées sur les 500 m^2 de chaque parcelle (Figure 3.5) avant le début de l'expérience (soit 12 bases par traitement). Ces bases restent fixes durant toute la durée de l'expérimentation (soit le cycle cultural du riz du semis à la récolte). Les bases peuvent également affecter l'humidité du sol en atténuant le ruissellement superficiel, diminuer les écarts de température en isolant une certaine partie de sol de l'exposition directe et surtout affecter la macroporosité superficielle en créant des fissures au niveau des points d'insertion à l'interface entre le sol et la base.

a) installation des 6 points de mesures sur la parcelle OFF24 après le passage du disque (octobre 2002)

b) les 6 points de mesures restent en place au cours du cycle cultural (décembre 2002)

Figure 3.5 : L'instrumentation des parcelles

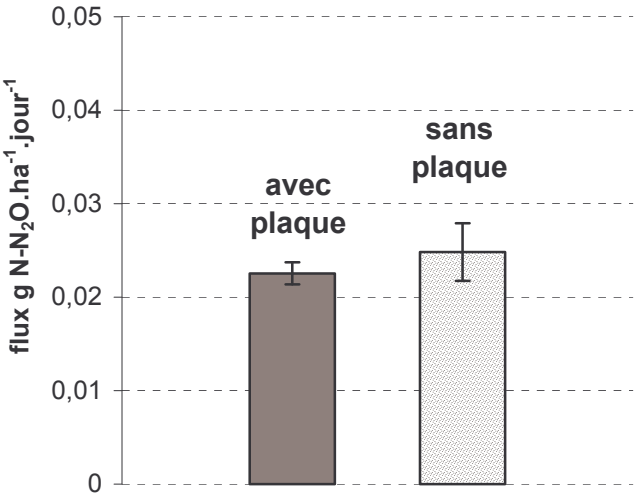


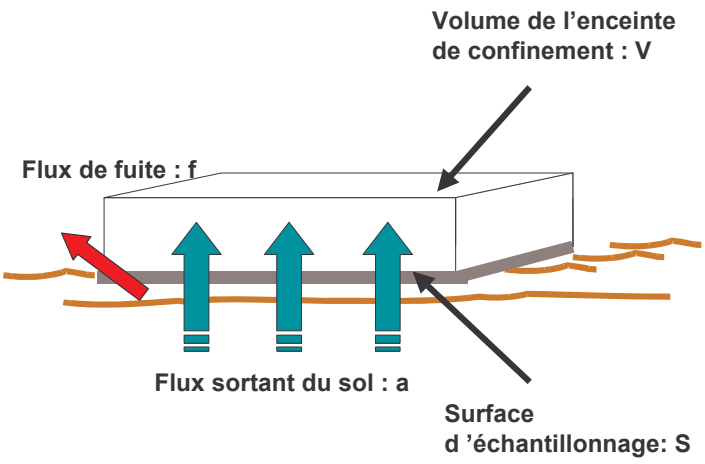
Figure 3.6 : Flux de N-N_2O à partir de cloche équipée ou non d'une plaque (n=3)

A 1 3 2 Effet de la profondeur d'enfoncement

La technique des chambres repose sur l'hypothèse que la chambre et le volume de sol sous-jacent correspondant sont isolés de leur environnement extérieur ou que l'échange de masse entre cet ensemble et l'extérieur est mesuré. Ainsi un isolement inadéquat de l'ensemble chambre + sol induit des biais dans la mesure de flux. Par exemple, une mauvaise fixation entre la chambre et le sol ou une ouverture du système en cours d'expérimentation, peut induire des fuites ou des contaminations du contenu de la cloche par l'air extérieur. Dès lors, se pose la question de l'insertion de la base de prélèvement dans le sol. Ainsi, un test préalable avec 3 répétitions par traitement a montré que la mise en place de plaques de 10 cm de hauteur enfoncées verticalement dans le sol au niveau de la base de prélèvement et destinés à isoler un plus grand volume de sol sous-jacent, ne modifiaient pas les flux de N_2O (Figure 3.6).

En outre, la mise en place des plaques représente une perturbation supplémentaire de l'environnement sous base, particulièrement pour les parcelles en semis direct où la présence de résidus en cours de décomposition rend délicate la mise en place des plaques et pour lesquelles on s'interdit *a priori* de perturber l'horizon superficiel.

Nous avons donc opté pour une option d'insertion superficielle des bases sur une profondeur de sol de l'ordre de 3 cm Ces bases sont maintenues en place par de longs clous enfoncés dans le sol pendant toute la durée de l'expérimentation.



S: surface de l'enceinte (m^2)

V: volume de l'enceinte de confinement (m^3)

a: flux sortant du sol à déterminer

k: coefficient de fuite du système ($m^3.m^{-3}.s^{-1}$)

C: concentration de l'atmosphère de la cloche en gaz

Figure 3.7 : Schéma de principe des flux de gaz dans une enceinte de confinement

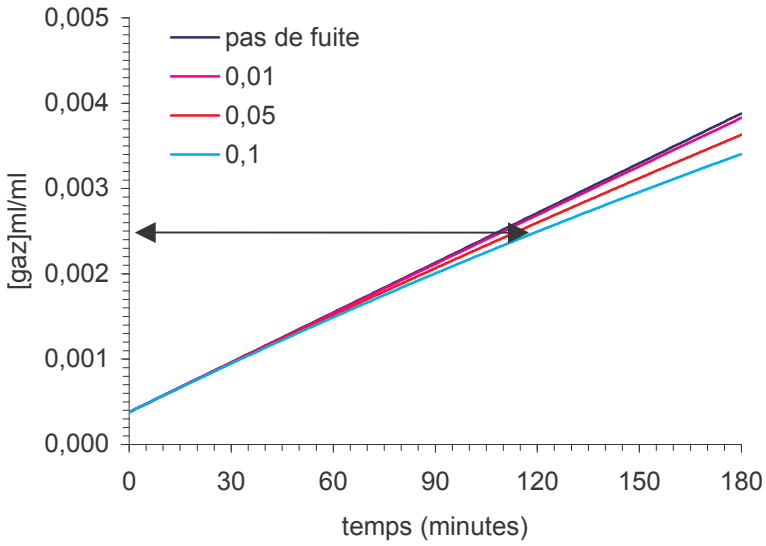


Figure 3.8 : Simulation de l'importance des fuites dans la mesure des flux de gaz dans une enceinte semi fermée

A 1 4 Prélèvements de gaz au niveau des chambres

A 1 4 1 Durée du prélèvement et maîtrise de la fuite

La durée de prélèvement au niveau de la chambre est notamment déterminée par l'évaluation des fuites de gaz inhérentes aux chambres de prélèvement.

La mise en équation de l'évolution des concentrations en gaz en cas de fuite permet de quantifier leur importance (Figure 3.7) et de fixer par là même la durée de l'expérimentation. La durée de maintien d'une chambre en position fermée est conditionnée par :

(i) le temps pendant lequel on considère que la modification des concentrations en gaz ne modifie pas les conditions physico-chimiques de production de ces gaz (anoxie par exemple),

(ii) la linéarité de l'augmentation de la concentration en gaz dans l'enceinte que l'on considère comme acceptable.

La littérature diverge sur cette question, certains auteurs recommandent des temps d'expérimentation relativement courts, inférieurs à la ½ heure (Steudler *et al*. 1996, Passianoto *et al*. 2003), d'autres auteurs insistent sur la nécessité de laisser la chambre fermée au moins une heure afin d'identifier un signal probant d'accumulation de gaz sous cloche, surtout pour ce qui concerne N_2O et CH_4 (Skiba *et al*., 1998 ; Parry *et al*., 1999 ; Rochette *et al*., 2004).

A chaque instant, la quantité de gaz entrant Q_E dans le système est proportionnelle facteur « a » au flux intrant et à la surface "émettrice" S (Figure 3.7) soit :

$dQ_E = a\,S\,dt$ [Eq 3.3

La quantité sortante Q_S est, elle, proportionnelle à la concentration du gaz Q/V dans l'enceinte de confinement et à un coefficient de fuite k caractéristique de l'enceinte en place[8]:

$dQ_S = k((Q/V)dt$ [Eq 3.4]

La variation de quantité résultante de ces deux flux est:

$dQ = dQ_E - dQ_S = (aS - k(Q/V))dt$ [Eq 3.5]

Puisque le volume de la cloche est considéré constant et la concentration de la cloche à t0 équivalente à celle de l'air (Cair) on peut intégrer l'équation [3.5] en fonction du temps [9] pour obtenir la concentration à chaque instant C(t) du gaz mesuré :

$$C(t) = Cair + \frac{aS}{k}(1 - e^{(-k/V)t})$$ [Eq 3.6]

Une simulation effectuée, pour une gamme de flux couvrant le domaine possible (de 50 à 150 mg C-$CO_2.m^{-2}.h^{-1}$), avec des coefficients de fuite jusqu' à 10 % (ce qui est 5 fois ce qui avait été estimé par Norman *et al*. (1992)) montre que l'on peut, pour au moins 2 heures de mesure (soit une durée de 120 mn par la flèche sur la figure 3.8) considérer que les fuites sont négligeables et dans le cas d'un flux constant assimiler l'accumulation de gaz dans la cloche à une droite (Figure 3.8).

[8] k peut être mesuré avec une relative précision en utilisant un gaz traceur non émis par le sol dont on suit l'évolution de la concentration au cours des mesures

[9] dans le cas particulier où k=0 autrement dit sous l'hypothèse qu'il n'y a pas de fuite, on obtient : $C(t) = C_{air} + aSt$

1 : thermocouples installés à proximité de la base

2 : suivi de la température sous cloche

3 : tube venoject® et seringue de prélèvement de gaz

4 : chronomètre

Figure 3.9 : Mesure de flux de gaz en surface à l'aide d'une chambre

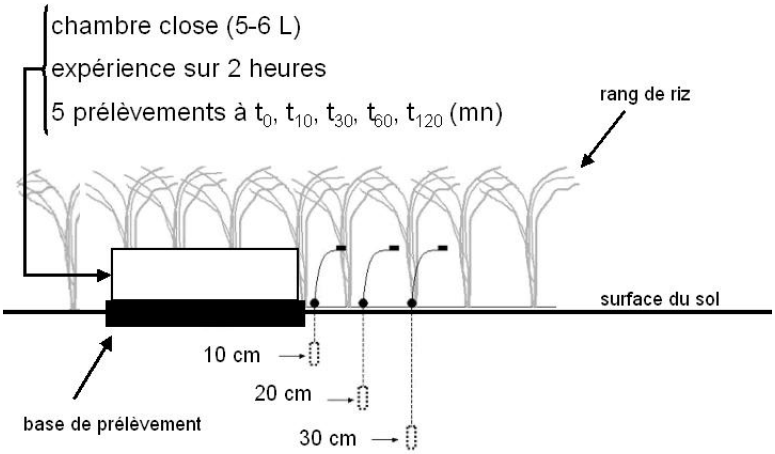


Figure 3.10 : Dispositif de mesures des gaz du sol et des flux de surface

A 1 4 2 Déroulement du prélèvement et fréquence des échantillonnages

Les figures 3.9 et 3.10 présentent les conditions de prélèvements des gaz à partir des chambres de mesure installées au champ. A chaque mesure au niveau d'une base, 5 prélèvements sont réalisés au moment de la fermeture de la chambre : t_0, à 10 mn (t_{10}), à 30 mn (t_{30}), à 60mn (t_{60}) et à 120mn (t_{120}).

Le prélèvement fait appel à un équipement particulier : un tube en verre muni à chaque extrémité d'un bouchon de vénoject ® double entrée initialement vide, dans lequel on fait circuler à l'aide d'une seringue de 30 ml munie de valves anti-retour, l'atmosphère de l'enceinte pour assurer une représentativité du contenu de l'échantillon par rapport au contenu du gaz dans la chambre.
Après chaque prélèvement, les bouchons de chaque tube sont couverts de silicone afin de garantir l'étanchéité du prélèvement pendant son stockage en attente d'analyse (Figure 3.11).
La température de l'atmosphère de l'enceinte est suivie pendant toute la durée du prélèvement. La couleur blanche et le matériau (PVC) de l'enceinte limitent l'échauffement de l'atmosphère sous cloche.
La température du sol est également suivie à proximité de la base (thermocouples) en différentes profondeurs (0-, 10-, 20- 30- et 60 cm). La lecture est soit manuelle soit automatisée au niveau d'une centrale d'acquisition.

Les conditions opératoires du prélèvement de gaz au champ à la surface du sol sont présentées sur la figure 3.10. Le protocole de prélèvement est détaillé dans le tableau 3.1. Les mesures de flux de GES et des déterminants associés ont lieu 2 fois par semaine pour chaque parcelle de 9h à 12h environ. Elles consistent en une mesure simultanée sur une parcelle de chacun des traitements (une pour SCV et une pour OFF) ce qui autorise les comparaisons traitement à traitement. La littérature souligne l'importance de procéder aux mêmes heures de la journée dans le cas de mesures ponctuelles, manuelles et répétées afin de pouvoir comparer les flux ainsi estimés. Les auteurs effectuent majoritairement les prélèvements durant la matinée, moment de la journée considéré comme le plus représentatif de la journée entière (Rochette *et al.,* 2000 ; Steudler *et al.*, 1996; Séhy *et al.*, 2003).

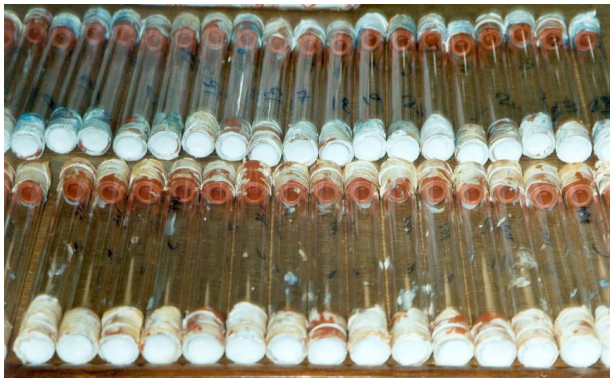


Figure 3.11 : Echantillons de gaz référencés et stockés

Tableau 3.1 : Protocole de collecte des échantillons dans les tubes

	Lieu	Opération
1	**Laboratoire**	Vider les tubes de collecte à l'aide d'une pompe à vide
2	**Champ**	Remplir une seringue de capacité 30 ml de gaz à analyser. Si on prélève le gaz situé dans une chambre (ou tout autre système avec un « ajutage », connecter : Système ↔ Tube de stockage ↔ Seringue. (position zéro).
3		Faire 4 ou 5 A/R[10] du piston de la seringue pour assurer un mélange du gaz. Attendre position haute au moins 10 secondes entre 2 A/R de seringue
4		Déconnecter et boucher hermétiquement le système du tube, la seringue contenant 25 ml de gaz à analyser.
5		Injecter les 25 ml dans le tube et déconnecter sans mettre le tube en communication avec l'air extérieur (seringue en position zéro et tube pincé) le tube de la seringue.
6	**Laboratoire**	Si le système de remplissage utilisé fait appel à une aiguille (à insuline exclusivement) mettre du mastic silicone sur le bouchon. Conserver en vue de l'analyse dans un local au frais.

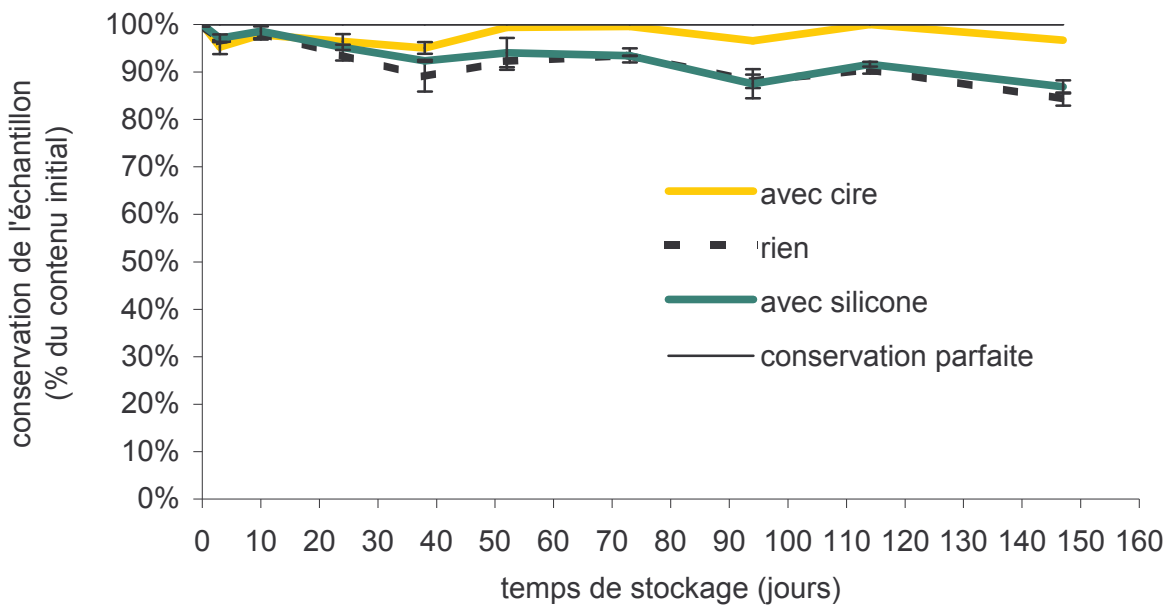


Figure 3.12: Conservation de l'échantillon au cours du temps en fonction de la méthode d'étanchéité utilisée sur le bouchon

[10] A/R : aller/ retour

A 1 5 Stockage et voyage.

Le stockage des gaz en tube vénoject ® est une pratique relativement répandue par rapport aux autres options technologiques que sont les sacs ou les seringues plastiques qui montrent souvent des signes de fuite plus importants (R. Oliver, communication personnelle). Un test de conservation des échantillons dans les tubes de type « vénojects » ® de capacité nominale 10 ml a été réalisé. Il montre (Figure 3.12) l'efficacité du stockage de l'échantillon de gaz puisqu'après 5 mois de stockage, la concentration en gaz (test réalisé pour CO_2) représente encore 90% de la concentration originale. D'autre part, la précaution consistant à introduire une surpression d'échantillon au sein du tube permet d'éviter que l'échantillon ne soit contaminé par un flux extérieur.

A 1 6 Dosages. Appareillages et sensibilité

L'analyse des échantillons est un point clé de l'estimation des flux de GES. Il s'agit de trouver un équipement qui permette de détecter sur des échantillons uniques et des teneurs en gaz de l'ordre du ppm ou du ppb en conditions naturelles. Dans notre cas, les dosages en N_2O et CH_4 ont été effectués en analyse différée au Laboratoire de Biogéochimie Environnementale du CENA (Piracicaba - Brésil) sur un CPG Shimadzu équipé d'un détecteur à ionisation de flamme (FID) pour le CH_4 et d'un détecteur à capture d'électrons (ECD) pour N_2O (Steudler *et al.*, 1989). Le niveau de détection est celui des teneurs atmosphériques naturelles (300 ppb pour N_2O et 600 ppb pour CH_4). La concentration en N_2O des « ampoules » de prélèvement peut également être déterminée à l'aide d'un analyseur infrarouge (Denmead, 1979; Pinto *et al.*, 2002) et en spectroscopie à transformée de Fourier (FTIR) dans une boucle fermée (Meyer *et al*, 2001). L'usage d'équipement portable à détection infrarouge (comme celui du LI-COR®) pour l'analyse des flux de CO_2, dont nous détaillons une application possible à l'échelle de la journée en Annexe 3 (Metay *et al.*, 2003), permet des études très ponctuelles et une analyse directe des flux de CO_2 sans passage par un dispositif de stockage.

A 1 7 Calculs des flux

Les méthodes utilisant les cloches fermées ont l'avantage de pouvoir détecter des faibles flux (à des niveaux de concentrations de l'ordre de la concentration naturelle du gaz étudié) sur des pas de temps relativement courts. Leur principale limite réside dans la détermination d'un flux sur une surface de sol très réduite. Ainsi, si l'on considère la grande variabilité spatiale des flux de N_2O, l'emploi des cloches peut rendre difficile l'obtention d'une valeur signifiante à partir du champ (Matthias *et al*, 1978; Livingston and Hutchinson, 1995; Smith *et al*, 1995). La multiplication des chambres et l'augmentation de leur taille peut résoudre partiellement le problème. La régression linéaire et l'équation proposée par Hutchinson et Mosier (1981) (équation [3.7]) sont les méthodes les plus couramment utilisées pour estimer les flux de gaz trace à partir de la méthode des chambres (Pedersen *et al.*, 2001), mais elles ne sont pas sans poser certains problèmes.

Le calcul des flux s'effectue à partir de l'équation 3.7 :

$$F = \frac{V}{A} \cdot \frac{\Delta C}{\Delta t} \qquad \text{Eq. [3.7]}$$

F : flux gazeux ($g.m^{-2}.s^{-1}$ d'éléments),

V : volume d'air de la chambre (m^3),

A : surface au sol circonscrite par la chambre (m^2),

$\frac{\Delta C}{\Delta t}$: évolution de la concentration du gaz à l'intérieur de la chambre au cours du temps ($g.m^{-3}.s^{-1}$ d'éléments)

Compte tenu (i) des très faibles accroissements des quantités de gaz dans les échantillons, et de (ii) la non-linéarité de l'accumulation et de la difficulté à travailler sur de petites quantités de gaz et de faibles niveaux d'accumulation, le terme « E calcul du flux » (Eq [3.1]) a fait l'objet de plusieurs tests mathématiques : ajustements linéaire, polynomiale, logarithmique et exponentiel

Nous avons finalement retenu dans cette étude une version modifiée de la régression linéaire en considérant la moyenne des points d'accumulation et une teneur naturelle initiale, ce point sera illustré dans la partie III B. Pour les systèmes fermés, les flux sont alors calculés à partir de la cinétique d'augmentation de la concentration au cours du temps suivant l'expression :

$$F = \frac{V \Delta C}{A \Delta t} = \frac{V(C_m - C_i)}{A(t_m - t_i)} = \frac{(n_m - n_i)}{A(t_m - t_i)} \qquad \text{Eq. [3.8]}$$

avec *F*: flux de gaz ($ppm.jr^{-1}$ ou $g.ha^{-1}.jr^{-1}$),

A : surface au sol circonscrite par la chambre (m^2),

C_m: concentration moyenne calculée à partir des 4 points d'échantillonnage après fermeture de la chambre,

Ci: concentration initiale de l'atmosphère de la chambre, assimilée à la concentration atmosphérique,

t_m: temps d'échantillonnage moyen,

t_i : temps de fermeture de la cloche,

V: volume de la chambre (déterminé expérimentalement une fois les bases d'insertion fixées sur la parcelle),

n: nombre de moles du gaz étudié dans la chambre : n_i au début de l'expérience, n_m moyenne des 4 points d'échantillonnage.

D'autre part, le calcul du flux suppose la connaissance précise du volume d'air dans la chambre de mesure, notamment dans le cas des bases installées sur les parcelles cultivées en SCV où le paillis occupe un certain volume et va donc affecter le nombre de moles de gaz et, par là même, le flux estimé.

Aussi avons nous estimé 2 fois au cours de la période de mesures la rugosité de chacune des portions de sol limitées par les bases afin de connaître au mieux le volume sous cloche lors des mesures. Les volumes de gaz dans les chambres sont proches de 5.6 L, avec une tendance à des volumes plus importants pour les parcelles avec travail du sol dans la mesure où le sol est plus tassé et qu'il n'y a pas de paillis.

A 2 Mesure des concentrations de CH_4 et N_2O à différentes profondeurs du sol : dispositif et contraintes

A 2 1 Description du dispositif

L'espace poral du sol, peut contenir de l'eau et de l'air. Cet air est désigné par le terme de « gaz du sol ». Bien que relié à l'atmosphère par l'intermédiaire du système poral, la composition des gaz du sol diffère fortement de celle de l'atmosphère environnante. Par suite de la respiration des organismes vivants du sol, il y a une baisse et une hausse respective des concentrations en O_2 et en CO_2 ainsi qu'une production de gaz métabolites contribuant à la singularité de l'air du sol par rapport à celui de l'atmosphère. Le suivi des concentrations de gaz dans le sol peut apporter une information originale et intéressante sur les potentiels d'émissions d'un sol.

Les méthodes actuelles de détermination de la production de gaz en profondeur impliquent soit l'incubation de sol remanié (Jarvis, 1994), soit l'utilisation d'une capsule ouverte sur l'atmosphère du sol (Patrick & Delaune, 1977) ou équipée d'une céramique ou d'un revêtement poreux à travers lequel diffuse le gaz (Moldrup *et al.*, 2000). De telles méthodes présentent des limites car elles impliquent une forte perturbation mécanique du sol, modifient donc les conditions porales normales du sol et ne sont pas fonctionnelles en cas de fortes teneurs en eau du sol (Clark *et al.*, 2001).

On distingue 2 méthodes d'échantillonnage des gaz du sol :

(i) « passive » : diffusion à travers une capsule de prélèvement, placée en permanence avec prélèvement ponctuel « à la seringue »,

(ii) « active » : introduction ponctuelle d'une sonde d'échantillonnage et prélèvement « à la seringue » de la phase gazeuse.

La principale limite de ces mesures de gaz dans le sol tient à la forte variabilité spatiale et temporelle de l'atmosphère du sol : l'estimation donnée correspond en fait, au contenu du gaz au point échantillonné « contaminé » par le gaz contenu dans le tube de prélèvement ce qui, compte tenu des volumes concernés, de l'ordre de quelques mL, peut affecter considérablement la mesure. De plus, l'information collectée reflète non pas la composition de la phase gazeuse du sol à un moment donné mais l'état d'équilibre atteint à l'interface « collecteur »-« pores du sol » au moment du prélèvement, état qui dépend de l'ensemble des fluctuations de cette composition depuis le dernier prélèvement. Les teneurs mesurées à ces profondeurs sont très sensibles aux conditions de milieu (activité microbienne) mais également à celles de surface (précipitation, température). La mesure de la concentration d'un gaz donné dans le sol est donc avant tout une information qualitative.

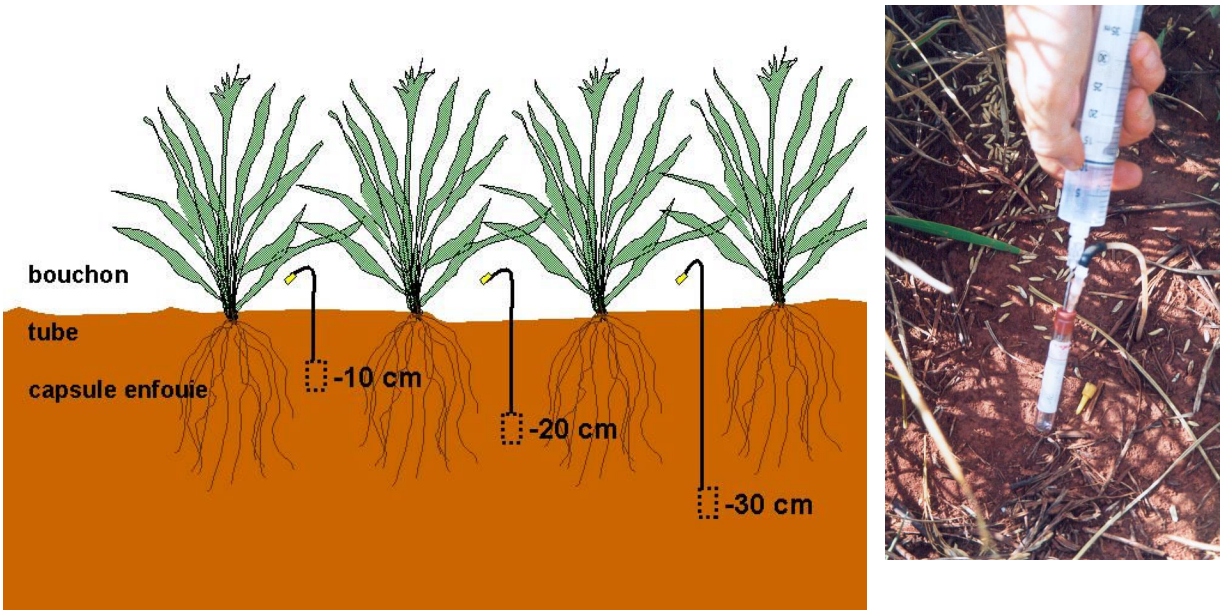


Figure 3.13 : Dispositif de mesure des teneurs en gaz du sol (au niveau de l'inter-rang à gauche) et technique de prélèvement (photo de droite)

La méthode proposée ici (Figure 3.13) est une méthode d'échantillonnage passive avec l'usage de capsules de diffusion enfouies à 3 profondeurs : 10-, 20- et 30 cm de profondeur, et permanentes durant toute l'expérimentation. Cette méthode induit une perturbation minimale dans le sol et les mesures ne sont pas affectées par le contenu en eau du sol. Elle est inspirée de celles décrites dans la littérature (notamment Verdier, 1975 et Clark, 2001) et adaptée à nos conditions de terrain. Elle repose sur la diffusion et l'équilibre entre le gaz de l'espace poral et celui contenu dans la capsule enfouie. Un dispositif similaire (Clark, 2001)) a démontré que cette méthode est capable de restituer 98 +/- 1% du contenu d'un sol en CH_4 et N_2O et est utilisable dans une large gamme de situations de terrain.

L'installation des « diffuseurs » pouvant créer une perturbation physique et chimique du sol et de sa surface (Verdier, 1975), nous avons laissé le dispositif 3 semaines dans le sol avant la première mesure afin de laisser les gaz du sol diffuser au sein de la capsule d'échange.

A 2 2 Prélèvement et stockage

Après avoir micro-purgé le tube de collecte (diamètre 1 mm, longueur pouvant aller jusqu'à 50 cm pour la capsule enfouie à 30 cm), l'échantillonnage de gaz du sol se fait à l'aide d'une seringue à partir d'un prélèvement de l'ordre de 5 mL. Le contenu de la seringue est ensuite injecté dans un tube venoject® de 3 mL avec une surpression de 1 mL ce qui permet d'éviter toute contamination par l'extérieur. Le bouchon du venoject® est recouvert de mastic silicone permettant d'assurer l'étanchéité du prélèvement.

A 2 3 Dosages. Appareillages et sensibilité

Les dosages pour CO_2 ont été effectués par un microcatharomètre (M200 Microgas chromatograph) et pour N_2O par un CPG (ECD Varian 3800) au laboratoire du CIRAD et du CEFE-CNRS, à Montpellier. On obtient ainsi des teneurs en 3 profondeurs du sol qui peuvent être interprétées en terme de gradients de production et de déterminants potentiels des flux de gaz en surface.

Figure 3.14 : Unité de mesures des déterminants des flux de gaz

Tableau 3.2 : Fréquence des mesures et analyses au niveau des parcelles en 2002 et 2003

Déterminant	Nombre de répétitions par système	Fréquence/ traitement
Stocks de C (0-10 cm et 10-30 cm)	12	1 fois
Azote minéral (NO_3^- et NH_4^+) (0-10 cm et 10-30 cm)	6	2 fois par semaine sur les mêmes échantillons de sol
pH (0-10 cm et 10-30 cm)	6	
Humidité du sol (0-10 cm et 10-30 cm)	6	
T°C (0; 10; 20, 30 et 60 cm)	6	chaque 30 mn (centrale d'acquisition Campbell CR 10 ®)

A 3 Caractérisation de l'environnement de production et déterminants des flux de GES

Les flux de GES sont caractérisés par une grande variabilité spatiale et temporelle, ce qui justifie la connaissance la plus précise possible de l'environnement physique, biologique et agronomique pour expliquer au mieux la variabilité associée aux mesures. La précision, la diversité et la fréquence de mesure des déterminants des flux de GES peuvent être adaptées en fonction des objectifs de l'étude. Les méthodes analytiques utilisées ici sont classiques et détaillées dans la partie III B (à l'occasion de l'article 2) :

(i) l'azote minéral des couches 0-10 et 10-30 cm du sol extrait par KCl et dosé selon Reyes (2002),

(ii) le carbone du sol (Chapitre II section B),

(iii) la teneur en eau du sol (mesure massique acquise à l'occasion des prélèvements de sol pour analyse de l'azote minéral),

(iv) la température, à 0-, 10-, 20-, 30- et 60 cm de profondeur.

A 3 1 Le dispositif de mesures

La figure 3.14 illustre le dispositif de mesures associé à une base de prélèvement de gaz :

(i) une batterie de tensiomètres (associée à 2 des 6 points de prélèvements de gaz par parcelle),

(ii) des thermocouples placés en surface et insérés à 5-, 10-, 20-, 30- et 60- cm de profondeur pour le suivi des températures au voisinage de la base de prélèvement (non visible (Figure 3.14)),

(iii) 3 tubes connectés à des capsules placés en profondeur destinées à échantillonner les gaz du sol.

Ainsi, l'ensemble des mesures des déterminants des flux de GES est réalisé à proximité des points de prélèvement des gaz afin de limiter l'erreur potentielle liée à la grande variabilité spatiale des processus étudiés.

A 3 2 Fréquence des mesures

Les fréquences et les répétitions des analyses des déterminants des flux de GES et en surface des teneurs de GES dans le sol sont présentées dans le tableau 3.2. L'ensemble du dispositif (gaz et déterminants) met à disposition un jeu de données important destiné à :

(i) connaître le plus précisément possible les flux de GES en surface et les teneurs dans le sol,

(ii) établir des corrélations entre flux de GES et déterminants édaphiques supposés (voir IIIB).

Conclusion

La nature même de l'objet d'étude »gaz à effet de serre » et des processus physiques, chimiques, et biologiques qui conditionnent sa production, sa diffusion et son éventuelle émission est une question méthodologique complexe.

A cette complexité méthodologique est donc associée une difficulté expérimentale. Nous proposons ici une méthode d'estimation des flux de GES au champ, dont les sources d'erreur ont tenté d'être quantifiées et limitées et qui présente une relative autonomie par rapport aux instruments d'analyse.

Toutefois malgré les précautions prises et les tests réalisés au niveau de la maîtrise de l'erreur expérimentale (Figure 3.2) dans les étapes d'installation du dispositif, de prélèvement et de stockage de l'échantillon, d'importantes difficultés (des pannes et des déréglages) au niveau de l'appareil d'analyse des gaz ont empêché l'exploitation fiable des prélèvements collectés sur la campagne janvier-2002 à avril-2002.

Le section B du chapitre III présente donc une comparaison et une analyse des flux de GES sous SCV et système conventionnel (OFF) mesurés entre octobre 2002 et mars 2003 c'est à dire du semis jusqu'à la récolte de la culture commerciale. L'ensemble des flux mesurés et traités est présenté en Annexe 4, l'ensemble des mesures de teneurs en gaz du sol en Annexe 5.

B N_2O and CH_4 emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Brazil, *Cerrados*)

(article soumis à Nutrient Cycling in Agroecosystems)

Aurélie Metay[1,6], Robert Oliver[1], Jean-Marie Douzet[1], Eric Scopel[2], José Aloisio Alves Moreira[5], Florent Maraux[6], Brigitte Feigl[3], Christian Feller[5].

1 : CIRAD-AMIS MOST TA 40/01 avenue Agropolis 34398 Montpellier cedex 5, France

2 : EMBRAPA *Cerrados* Rodovia Brasília Fortaleza BR 020 Km 18 Planaltina-DF - CEP: 73301-970, Brasil

3 : CIRAD Visiting scientific in FAO, B719 - AGLW section - Via delle terme di Caracalla - 00100 Roma – Italy

4 : CENA/ USP, CP 96, 13400-970 Piracicaba – São Paulo, Brazil

5 : IRD, UR179 SeqBio, Laboratoire MOST, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5, France

6 : ISTOM, 32 bd du Port 95094 Cergy-Pontoise Cedex

Résumé

L'oxyde nitreux (N_2O) et le méthane (CH_4) sont d'importants gaz à effet de serre (GES) produits par des processus microbiens : N_2O est produit par dénitrification incomplète ou nitrification et CH_4 est produit par méthanogénèse. Les pratiques de travail du sol et le climat conditionnent les flux de GES à la surface du sol. Ainsi, si les pratiques de non-travail augmentent le stockage de C dans le sol, elles pourraient toutefois favoriser les émissions de N_2O et CH_4.

L'objectif de cet article est de comparer deux traitements : OFF, travail du sol avec passage de disque et SCV[11], semis direct sur couverture végétale qui sont suivis au cours d'un cycle cultural, 5 années après leur différenciation. On mesure les flux de CH_4 et N_2O à la surface du sol (chambres fermées) ainsi que les concentrations en CO_2 et N_2O à différentes profondeurs du sol (capsules). Concernant les mesures de flux de CH_4 et N_2O, aucune différence significative n'a été notée entre traitement pour les deux gaz. Les teneurs en N_2O dans le sol augmentent de la surface vers la profondeur (30 cm) et sont comprises entre 300 ppbv et 3 ppm pour les deux traitements.

L'estimation des émissions annuelles de N_2O s'élève à 31 et 35 g N_2O-N $ha^{-1}.an^{-1}$ pour SCV and OFF respectivement, ce qui est très faible et correspond à 0,03% de la quantité d'azote apportée pour la fertilisation des parcelles. Les moyennes mensuelles des flux de N_2O semblent fortement corrélées à la moyenne mensuelle des teneurs en N_2O à 10 cm de profondeur (R^2 = 0,66) et augmentent exponentiellement avec le taux de remplissage de pores (WFPS) pour l'horizon 0-10 cm (R^2 = 0,33).

Les flux de CH_4 sont faibles également : les deux traitements jouent le rôle de source de CH_4 à hauteur de 245 et 403 g C-CH_4.$ha^{-1}.an^{-1}$ pour SCV et OFF respectivement. Exprimés en équivalents C-CO_2, ces résultats correspondent à 4,1 et 4,7 kg C-CO_2.$ha^{-1}.an^{-1}$ pour N_2O et à 1,9 et 3,1 kg C-CO_2.$ha^{-1}.an^{-1}$ pour CH_4 pour SCV et OFF respectivement. Compte tenu du fait que le système SCV permet un stockage supplémentaire de C issu des flux de C-CO_2 de 350 kg C.$ha^{-1}.an^{-1}$ en comparaison avec le système OFF, le bilan de séquestration de C considérant l'ensemble des flux de CO_2, N_2O et CH_4 sur une base d'équivalent C-CO_2 est en faveur du système SCV.

Mots clés: semis direct ; gaz à effet de serre ; CH_4 ; N_2O; stockage de C dans le sol ; Cerrado; Brésil

[11] SCV ou NT dans le texte en anglais

Abstract

Nitrous oxide (N_2O) and methane (CH_4) are important greenhouse gases (GHG) produced respectively by the naturally occurring microbial processes of incomplete denitrification or nitrification and methanogenesis. Tillage practices and climate affect the release of GHGs. No tillage (NT) systems may increase C-CO_2 fixation in soil but also N_2O and CH_4 emissions. The aim of this article is to question whether the positive effect of a NT system observed on carbon storage for the topsoil layer in *Cerrado* soils is offset or not by the N_2O and/or CH_4 emissions.

Two 5-year-old systems, tillage (disc on the first 15 cm called offset: OFF) without organic restitutions and no tillage (NT) associated with cover crop were studied during a cropping cycle. N_2O and CH_4 fluxes are determined using a closed-chamber, N_2O and CO_2 concentrations are measured at 3 depths (10-, 20- and 30 cm). No significative difference between treatments was observed for both gases. Soil N_2O contents increase from surface to depth (30 cm) and range from 300 ppbv to 3 ppm for both treatments.

Total annual estimated emissions of N_2O range from 31 to 35 g N_2O-N $ha^{-1}.yr^{-1}$ for NT and OFF respectively which is rather low and corresponds to 0.03% of the total N-fertilizer applied. Monthly means N_2O emissions were strongly correlated to monthly means of N_2O content at 10 cm depth (R^2 = 0.66) and seem to increase exponentially with monthly mean Water Filled Pore Space WFPS (0-10 cm layer) (R^2 = 0.33).

CH_4 fluxes were very low as well: both treatment act as source of CH_4 (245 and 403 g C-$CH_4.ha^{-1}.yr^{-1}$ for NT and OFF respectively. On a C-CO_2 equivalent basis these results correspond to 4.1 and 4.7 kg C-$CO_2.ha^{-1}.yr^{-1}$ for N_2O and to 1.9 and 3.1 kg C-$CO_2.ha^{-1}.yr^{-1}$ for CH_4 for NT and OFF respectively. As a result, the carbon sequestration balance taking into account the CO_2, CH_4 and N_2O on a C-CO_2 equivalent basis is in favour of NT treatment considering that this treatment increases carbon storage originated from C-CO_2 for the topsoil layer (350 kg $C.ha^{-1}.yr^{-1}$) in comparison with OFF treatment.

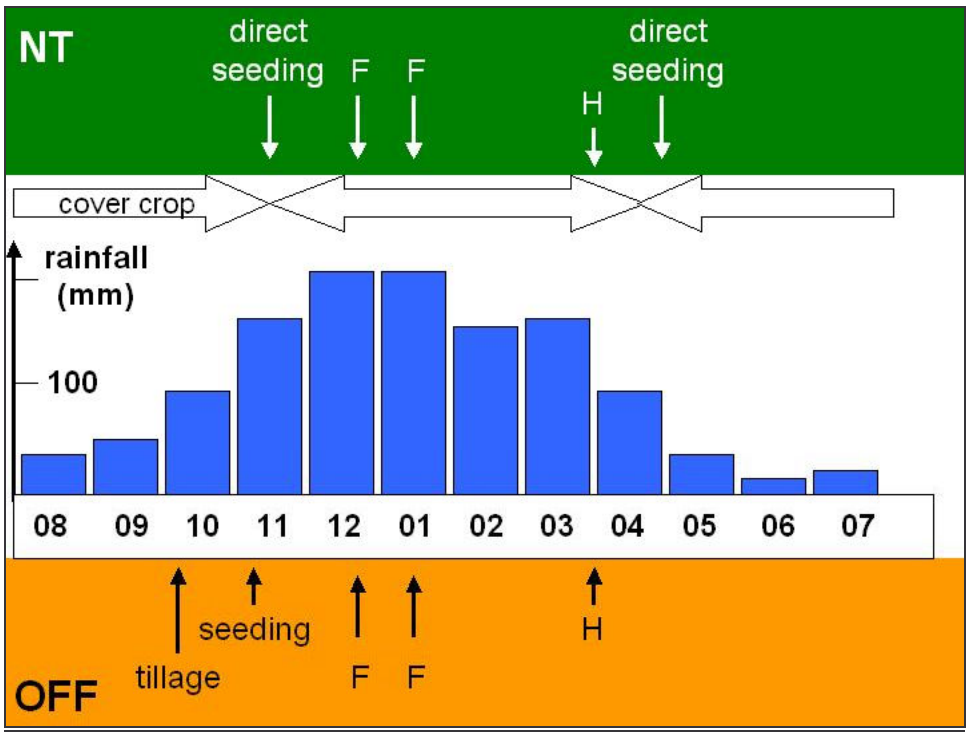
Keywords: no tillage; greenhouse effect gas; CH_4; N_2O; soil C storage; Cerrado; Brazil

B 1 Introduction

In the last few centuries, human activities, industry, transport and agriculture, have directly or indirectly contributed to the increase in concentrations of the major greenhouse gases (GHGs) in the atmonsphere (IPCC, 2001). Agricultural Land Use, Land Use Changes and Forestry (LULUCF) play an important role in the production and/or consumption of these gases. Tillage practices and climate affect the release of GHGs but there has been few integrated studies on the quantities of gas released or the mechanisms involved in their release. No-tillage (NT) may increase N_2O emissions and the C-CO_2 fixation of carbon by decreasing carbon dioxide (CO_2) emissions. Tillage may decrease the oxidation rate of atmospheric methane (CH_4) in aerobic soil. These effects are partly due to compaction and to the lack of both soil disturbance and residue incorporation. Hence, true mitigation is only possible if the overall impact of NT adoption reduces the net global warming potential (GWP) determined by GHG fluxes (Six *et al*., 2002). Only a few studies in the tropics have addressed this problem, especially for N_2O (Mummey *et al*., 1998, Six *et al*., 2002). To our knowledge, our contribution is the first to report N_2O fluxes and N_2O concentrations profiles from a fertilized tropical site under no-till management. In the present paper we report results on N_2O and CH_4 fluxes measurements from tilled and no-tilled soils at the soil surface and N_2O concentrations in the soil.
In a previous paper (Metay *et al*., submitted) we showed the positive effect of NT practices on soil organic carbon (SOC) storage for a cultivated clayey Oxisol in the Cerrado region of Brazil. The present paper provides results on CH_4 and N_2O fluxes over a 5-month-period for the same soil, with a comparison between tilled and no-tilled systems. It also examines the interactions between soil physical factors and the biological processes responsible for the GHGs production and consumption in soils. The sum of SOC storage (from atmospheric C-CO_2) plus CH_4 and N_2O balances at the soil surface, expressed on a C-CO_2 equivalent basis, are considered by Bernoux *et al*. (2006) as the “soil C sequestration”.

B 2 Material and methods

The experiment was carried out in Goiânia, state of Goiás, Brazil. The local climate is tropical with a humid season from October to March and a dry one from April to September. The mean annual temperature is around 22.5 °C and the mean annual precipitation is 1500 mm. The soil is a clayey Oxisol classified as “Latossol vermelho escuro distrofico” according to the Brazilian classification and “Sol ferrallitique désaturé” within the French classification. Climatic data (rainfall, temperature), SOC storage, inorganic nitrogen and soil moisture have been monitored for more than one year as potential determinants of the GHG fluxes.



H: harvest; F: fertilization

Figure 3.15: Comparison of the cropping cycles of NT and OFF treatments over the year

B 2 1 Experimental design

The experiment is located on a 400 x 150 m^2 field, 25 km from North-Goiânia, on a field belonging to EMBRAPA- CNPAF (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria - Centro Nacional de Pesquisa sobre Arroz e Feijão). The experimental design was set in 1998 by L. Séguy and S. Bouzinac (CIRAD). It consisted of three different tillage treatments named no tillage (NT), offset (OFF) and deep ploughing (DP). Six terraces (10 meters in width) were installed in the eighties. These terraces were cultivated as part of a joint CIRAD (Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement) and EMBRAPA project. Each plot is made of 10 rows (50 meters long).

B 2 2 Treatments

Only two of the three treatments were studied:
- OFF: Offset or disc treatment in which soil was tilled only with a disc harrow to 15 cm depth,
- NT: No-tillage treatment with cover crops of *Brachiaria* (grass) or *Crotalaria* (leguminous plant).

The rotation started with Rice (*Oryza sativa*). There were two crops in rotation, Rice followed by *Brachiaria ruziziensis* (after Rice 's harvest) then Soya followed by *Crotalaria spectabilis* (after Soya's harvest). However, present study only concerns the Rice plots.

Each treatment was applied on 12 cultivated plots. Pre-emergent herbicides were used to protect the crop. NT treatments (glyphosate) were spread before planting as needed for weed control. Fertilization was similar in all three treatments and was representative of the agricultural region. The N fertilizer for the Rice crop was ammonium sulfate $(NH_4)_2SO_4$ (100 $kg.ha^{-1}$). It was applied immediately after seeding on 2002, November 13th; urea $(NH_2)_2CO$ (100 $kg.ha^{-1}$) was applied on 2002, 10th of December (28 days after sowing) and on 2003, 7th of January (56 days after sowing). This amounts to 114 kg $N.ha^{-1}$ for a cropping cycle. The P and K fertilizers were P_2O_5 (120 $kg.ha^{-1}$) and K_2O (60 $kg.ha^{-1}$) respectively.

Due to a large initial soil variability within the experimental design, only 2 plots per treatment were selected according to their similar initial SOC content (for more details see Metay *et al.*, *submitted*).

B 2 3 Sampling of gases at the soil surface

We selected sampling periods for gas fluxes (Figure 3.15) according to published data (Baggs *et al.*, 2003; Davidson *et al.*, 1996; Dick *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2003):

(i) the wet season (October-March) is the most relevant period to measure CH_4 and N_2O fluxes under tropical conditions,

(ii) the first days after N-fertilizer application (December and January) are a key period for N_2O emissions,

(iii) the first stages of cover residue decomposition (from grass or legumes) (October-November) are favourable to CH_4 and N_2O emissions.

As a result, gas fluxes, N pools, soil moisture and temperature were measured frequently from September 2002 to March 2003. Gases were measured simultaneously by placing a chamber (L = 40 cm, w = 20 cm, h = 8 cm) on an anchor permanently located in the field experiment. The anchors were only moved to allow for tilling and planting. When anchors were temporarily removed (e.g for tillage), they were returned to the same location to allow for repeated sampling throughout the experiment. Anchors were inserted into the soil more than one week prior to the first gas measurements. Six chambers were placed randomly on each plot, that is to say 12 chambers per treatment. Measurements were made two to three times a week to capture the temporal dynamics of gas fluxes

which are influenced by different management activities (96 measurements per month). Chambers were closed for 2 hours. The chamber atmosphere was sampled 5 times (0, 10 minutes, 30 minutes, 60 minutes, 120 minutes after closure) during this period with 13 ml vacutainer® tubes previously purged. N_2O and CH_4 fluxes were calculated by linear interpolation between the mean of the four samples and the initial sample content (cf B 1 2 5).

B 2 4 Sampling of gases at different soil depths

N_2O concentrations in the soils were measured simultaneously at 10, 20 and 30 cm depths for OFF and NT treatments. Soil-gas samples were collected using an active method: a 10 mL syringe was driven into the ground, for each sample depth, and soil gases are pumped from the subsurface into a 3 mL vacutainer® sample container (after several “micro-purge” to prevent gas sample from contamination). This equipment was installed into the soil more than 3 weeks prior to the first soil gas measurements to allow for passive diffusion from the soil into the inserted probe.

B 2 5 Gas analysis and fluxes calculations

Analysing the flux of CH_4 and N_2O from soil is labour intensive when conventional hand injection techniques are utilized in gas chromatography (Arnold *et al*. 2001). CH_4 and N_2O were analyzed using electron capture gas chromatography with a 310°C detector temperature (Bowden *et al*. 1990). The automated gas sampling system is easy to operate and provides acceptable results (standards ranging from 1.0- 5.0 ppmv CH_4 and 0.342-2.0 ppmv N_2O had coefficients of variation ranging from 1 to 6 %) while providing an economical approach for analysing large numbers of gas samples with minimal labour and equipment cost.

Fluxes (F) at the soil surface were calculated from equation [1] :

$$F = \frac{V\,\Delta C}{A\,\Delta t} = \frac{V\,(C_m - C_i)}{A\,(t_m - t_i)} = \frac{(n_m - n_i)}{A\,(t_m - t_i)} \qquad \text{[eq. 1]}$$

according to the General gas law : $PV = nRT$ [eq. 2]

with F: gaz flux (ppm.d^{-1} or g.ha^{-1}.d^{-1})

C_m: mean concentration calculated from the samples collected over 4 different periods

Ci: initial concentration

t_m: mean sample time

t_i : initial sample time

A: chamber area

V: chamber volume (determined experimentally) the field

n: number of moles of gas inside the chamber (n_i at the beginning and n_m for the mean gas content)

As shown on Eq[1], the concentration C is calculated from the estimation of the number of moles of gas present in the closed chamber. The volume of the chamber was regularly measured; due to the soil roughness it slightly varies around 5.6 L.

B 2 6 Climatic data and soil temperature

Atmospheric barometric pressure and ambient air, surface, 5-, 10- , 20-, 30- and 60-cm soil temperatures were measured during each incubation, and soil moistures and inorganic N were always measured on the day of the gas measurement.

B 2 7 Soil moisture and bulk density. Calculations of WFPS

Soil moisture was gravimetrically determined by drying a sub-sample to 105°C during 24 h. Bulk density was determined in six replicate soil samples per plot, collected at 0- to 10- and 10- to 30-cm in depth. Samples were collected using a fixed-volume core (250 cm^3 or 561.8 cm^3) and then heated at 105°C to dried them up. During our study, no clear occurence of compaction or tillage was observed. The soil water content was expressed as WFPS (Water-Filled Pore Space in %).

$$WFPS = \frac{volumetric\ moisture\ content}{1 - \left(\frac{bulk\,density}{2.65}\right)} \qquad \text{[eq. 3]}$$

where 2.65 is the assumed particle density.

B 2 8 Soil pH

pH was determined on air-dried soil in a water slurry (1:2.5), using a glass electrode. Prior to the installation of the experiment, there were no significant differences in soil pH (6 and 5.9 for the 0-10 cm layer and the 10-30 cm layer respectively) among treatments.

B 2 9 SOC contents and stocks

Carbon contents and bulk densities were calculated from the analysis of 6 replicates per plot. This analysis was repeated on the two plots of a particular treatment, and for each treatment. Percent C (the carbon relative content) was determined by dry combustion in a LECO CN-2000 analyzer from sub-samples dried to 60°C (for more details, see Metay *et al*., *submitted*).

B 2 10 Inorganic-N

Soil samples for determination of N pools, soil moisture, soil pH, and soil inorganic-N (NH_4^+, NO_3^-) were collected at 0–10 and 10-30 cm in depth as composite of six replicates per plot. NH_4^+ and NO_3^- concentrations were determined by colorimetry, following methods described by Anderson and Ingram (1989). Inorganic-N extraction was done *in situ* with KCl (1M). After shaking the slurry for 1 hour, the mixture was settled for 2 hours and an aliquot of 10 mL was sampled with a sterilized syringe and filtered at 0.2 µm. Suspensions were stored in sterile and cold conditions (4°C) in venoject® till the dosage.

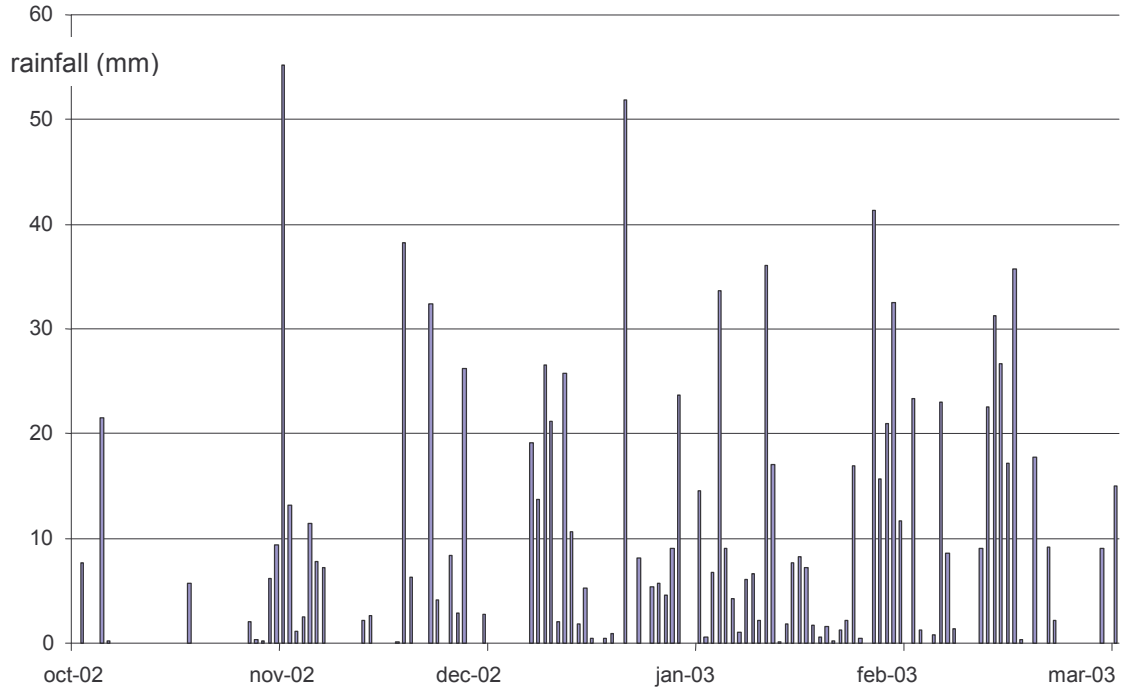


Figure 3.16: Rainfall (mm) from October 2002 to March 2003

Table 3.3: Monthly mean temperature in both treatments from September 2002 to March 2003

Treatment	month	Depth (cm)				
		0	10	20	30	60
NT	Sept-02	28.0	25.8	26.8	26.6	25.8
	Oct-02	27.0	26.6	27.0	27.1	26.4
	Nov-02	26.9	26.4	25.9	25.3	25.4
	Dec-02	26.2	24.5	25.6	25.5	26.2
	Jan-03	23.7	25.7	25.9	25.9	26.3
	Feb-03	27.3	27.2	26.7	26.8	26.1
	Mar-03	26.9	26.8	26.7	26.5	26.0
OFF	Sept-02	25.3	26.4	26.5	24.3	25.6
	Oct-02	27.3	28.5	27.9	26.0	27.3
	Nov-02	25.2	26.0	26.0	24.9	25.9
	Dec-02	27.1	28.6	26.0	25.4	25.8
	Jan-03	26.8	27.9	25.7	25.2	25.5
	Feb-03	27.1	27.9	26.4	25.4	25.5
	Mar-03	27.0	27.5	26.2	25.3	25.4

B 3 Results

For that experiment, Metay *et al*. (*submitted*) have previously demonstrated a slightly positive effect of NT treatments on SOC storage (350 kg $C.ha^{-1}.yr^{-1}$). These data have to be completed by N_2O and CH_4 fluxes measurements in order to evaluate the total GHG balance (or “soil C sequestration”). Understanding of the levels of CH_4 and N_2O requires the simultaneous knowledge of climatic and soil data (Steudler *et al.*, 1996). Those data will be first presented before CH_4 and N_2O fluxes data.

B 3 1 Climatic data and soil temperature

Between the first sampling period in October and last sampling in March, there was a total rainfall of 871 mm distributed as shown in Figure 3.16.
Minimum and maximum ambient air temperatures during the measurement period ranged from to 24.3 to 28.6 °C. Soil temperatures did not significantly vary between the different treatments and ranged from 23.7 (Jan, 0 cm, NT), to 28.6 (Dec., 10 cm, OFF) (Table 3.3).

Table 3.4: Soil organic content (g C.kg^{-1} soil) for both treatments (adapted from Metay* et al. *submitted),(n =12), mean value (SD: standard deviation)

Treatment	SOC 0-10 cm	SOC 10-30 cm
NT	17.6 (2.1)	15.5 (0.5)
OFF	16,0 (1.1)	14.7 (0.5)

Table 3.5: Bulk densities (g.cm^{-3}) for both treatments at the setting up of the experiment

Treatment	Depth (cm)	Bulk density (g.cm^{-3})
NT	0-10	1.265
	10-30	1.250
OFF	0-10	1.245
	10-30	1.335

Table 3.6: Monthly average WFPS (%) for both treatments from October 2002 to March 2003 for the 2 layers (0-10 cm and 10-30 cm)

Treatment	Depth (cm)	Oct-02	Nov-02	Dec-02	Jan-03	Feb-03
NT	0-10	10.63	58.1	57.2	59.7	61.8
	10-30	13.81	57.9	53.4	56.8	56.1
OFF	0-10	8.8	53.0	55.7	57.5	56.8
	10-30	15.56	61.9	64.1	63.8	64.2

Table 3.7: Monthly mean (m) and standard deviation (SD) values for inorganic N content (NO_3^-, NH_4^+) in the soil from October 2002 to February 2003

Treatment/ Depth (cm)	Value	oct- 02	nov-02	dec-02	jan-03	feb-03	oct- 02	nov-02	dec-02	jan-03	feb-03
		N-NH_4^+ (mg N.kg^{-1} soil)					N-NO_3^- (mg N.kg^{-1} soil)				
NT 0-10	m	4.92	3.29	4.56	3.18	2.54	4.81	7.94	8.28	2.86	0.66
	SD	*2.02*	*0.19*	*4.22*	*1.71*	*0.61*	*2.47*	*0.17*	*3.84*	*3.34*	*0.31*
NT 10-30	m	2.08	2.53	1.82	1.84	1.58	2.90	9.70	9.01	1.65	0.46
	SD	*1.31*	*0.30*	*0.74*	*0.84*	*0.61*	*1.11*	*1.41*	*3.85*	*1.15*	*0.43*
OFF 0-10	m	2.93	2.49	2.67	2.64	2.00	21.06	5.53	6.32	2.71	0.48
	SD	*0.47*	*0.77*	*1.20*	*1.76*	*0.86*	*6.76*	*0.42*	*2.40*	*2.17*	*0.33*
OFF 10-30	m	1.76	2.13	1.43	1.93	1.33	7.64	11.15	8.24	2.47	0.29
	SD	*1.22*	*0.16*	*0.77*	*1.29*	*0.56*	*3.95*	*2.95*	*1.64*	*1.57*	*0.47*

B 3 2 SOC, bulk density and WFPS

At the set up of the experiment, SOC were slightly higher for NT treatment for both 0-10 cm and 10-30 cm layers (Table 3.4) and bulk densities were almost identical (Table 3.5) across the entire study area; we only noticed a slight increase in bulk density in the 10-30 cm layer of the “OFF treatments” plots;. This is probably due to the effect of disc at 15-20 cm depth. WFPS (Table 3.6) was lowest in October and highest in February, which is consistent with the transition from dry to wet seasons. For the 0-10 cm layer, ranges of WFPS were almost identical for NT and OFF (21–84% and 14–79%). For the 10-30 cm layer WFPS were significantly higher for OFF.

B 3 3 Inorganic soil N (NH_4^+, NO_3^-)

Inorganic N (NH_4^+ and NO_3^-) was higher for OFF than for NT ; this is particularly relevant at the beginning of the cropping cycle (Table 3.7). A low NO_3^- level was also observed at the end of the sampling period (0.48 and 0.29 mg N-NO_3^-.kg soil^{-1} for OFF 0-10 cm and 10-30 cm respectively; 0.66 and 0.46 mg N-NO_3^-.kg soil^{-1} for NT 0-10 cm and 10-30 cm respectively).
NH_4^+ concentrations range from 2.00 to 2.93 mg N. kg soil^{-1} and are always under NO_3^- concentrations (ranging from 0.48 to 21.06 mg N.kg.soil^{-1}) for OFF until February 2003 for the upper 10 cm layer and until January 2003 the 10-30 cm layer. The difference between NH_4^- and NO_3^- is smaller at the end of the cropping cycle.
For both treatments, coefficients of variation were around 15%.

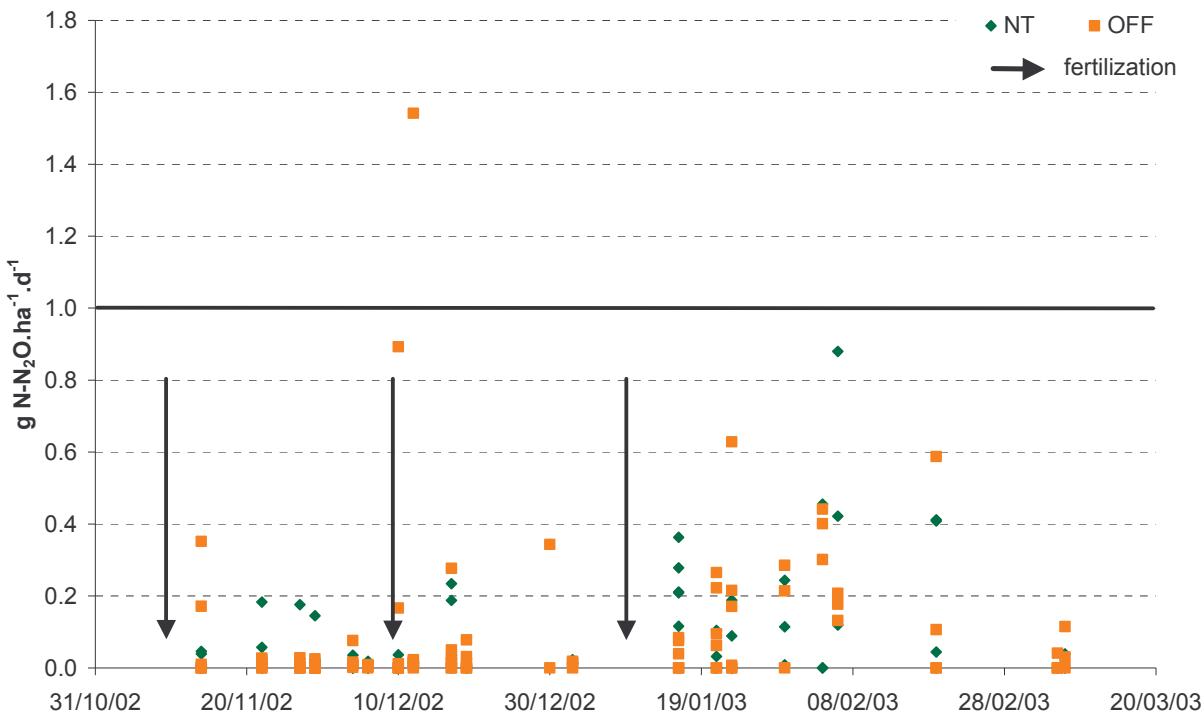


Figure 3.17: N_2O emissions (g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1}) measured* in situ *from NT and OFF treatments from October 2002 to March 2003. Each arrow represents a fertilization.

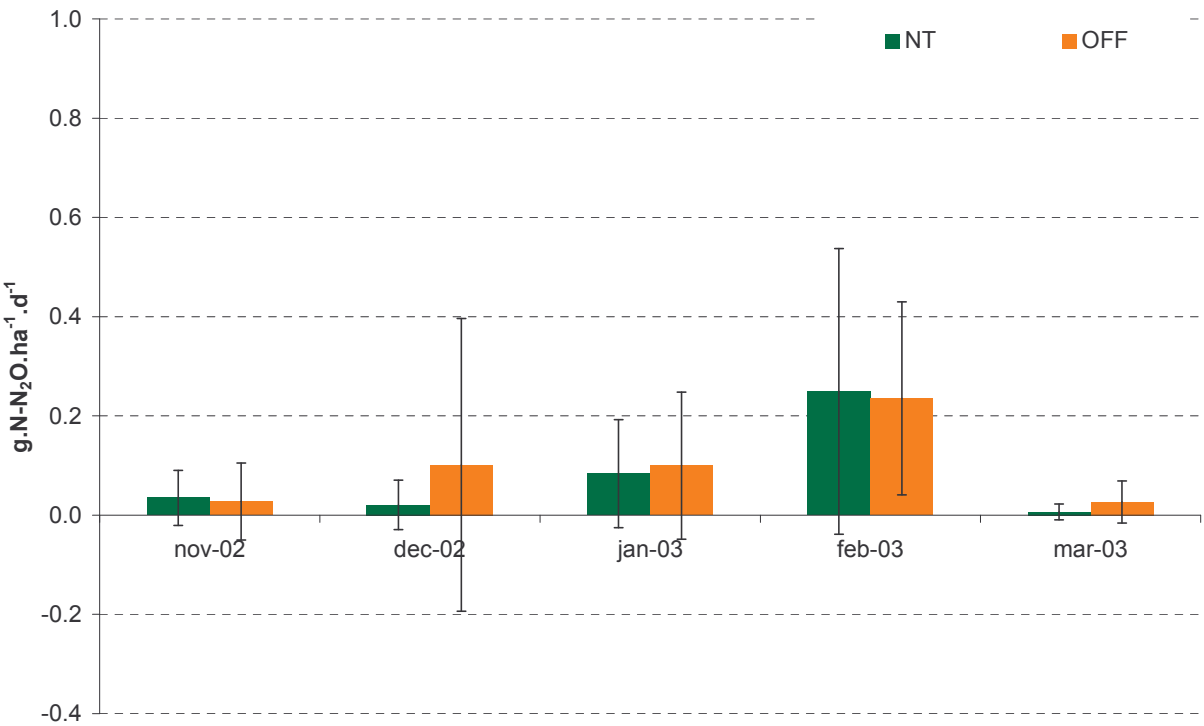


Figure 3.18: N_2O emissions (g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1}) measured* in situ *from NT and OFF treatments from October 2002 to March 2003 – monthly mean (n =20)

B 3 4 N_2O and CH_4 fluxes at the soil surface and concentrations within the soil profile

N_2O fluxes at the soil surface

The soils studied acted as a source of N_2O. N_2O emissions range from 0 to 0.83 mg $N.ha^{-1}.d^{-1}$ and from 0 to 1.53 mg $N.ha^{-1}.d^{-1}$ for NT and OFF respectively (Figure 3.17). Error bars represent the standard deviation for 20 measurements. A high variability and no significant difference were observed for both gases on a daily (Figure 3.17) or monthly scale (Figure 3.18). If we consider mean annual emissions of 0.08 g $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.d^{-1}$ and 0.12 g $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.d^{-1}$ for NT and OFF respectively, which represent the mean cropping cycle fluxes for both treatments, the annual balance for N_2O emissions ranges from 30.66 to 35.31 g $N_2O\text{-}N\ ha^{-1}$ for NT and OFF respectively. These annual balances roughly represent 0.03 % of the total amount (114 kg) of N applied to the cropping system.

Effect of fertilization

There is no clear correlation between N fertilization and N_2O fluxes level (Figure 3.17). Perhaps a higher variability is to be observed shortly after each fertilization, which is consistent with other studies under tropical (Nobre, 1994) and temperate conditions (Mosier, 1989).

Soil N_2O concentrations

Figure 3.19 shows original data on N_2O concentrations in the soil atmosphere at different soil depths. Soil N_2O concentrations range from 1 to 30 times the atmospheric natural concentration. Although results show a large variability, the general trend highlights a slightly higher concentration at 30 cm depth. This negative gradient might explain the possible diffusion from the deeper sampling point to the soil surface.

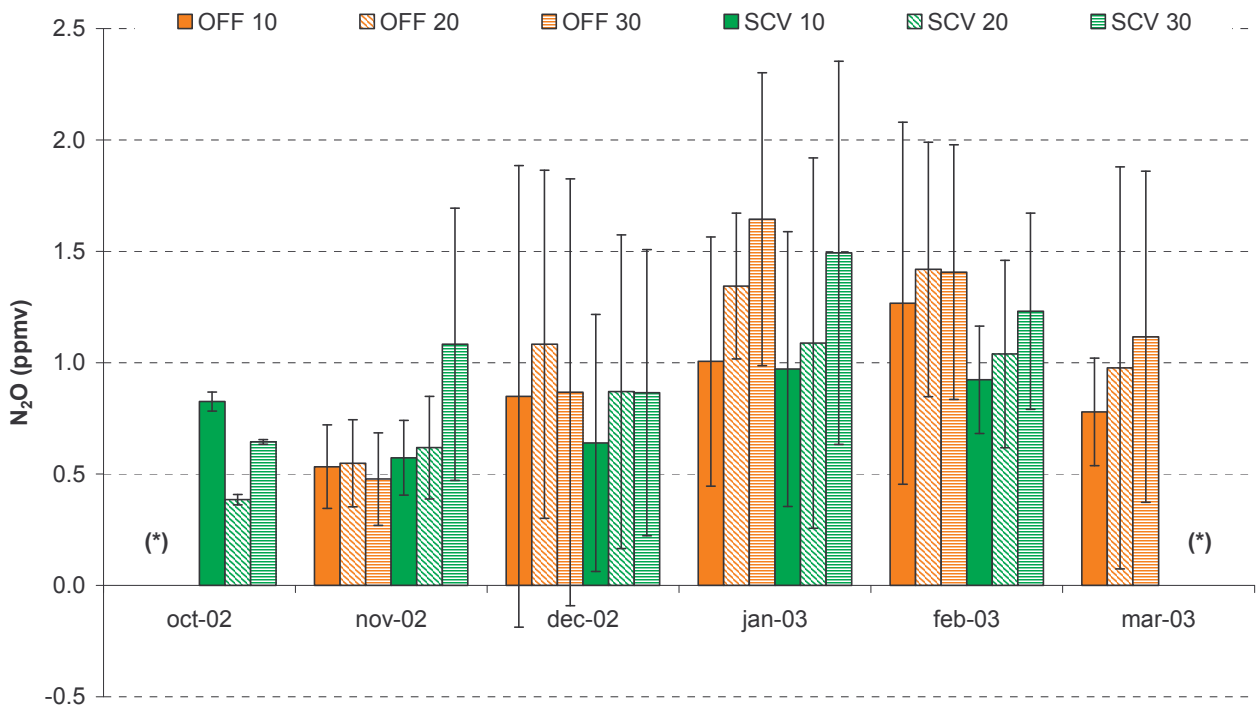


Figure 3.19: Soil N_2O concentrations (ppm) at 3 depths (-10,-20 and -30 cm) for both treatments during the cropping cycle. (*): missing data

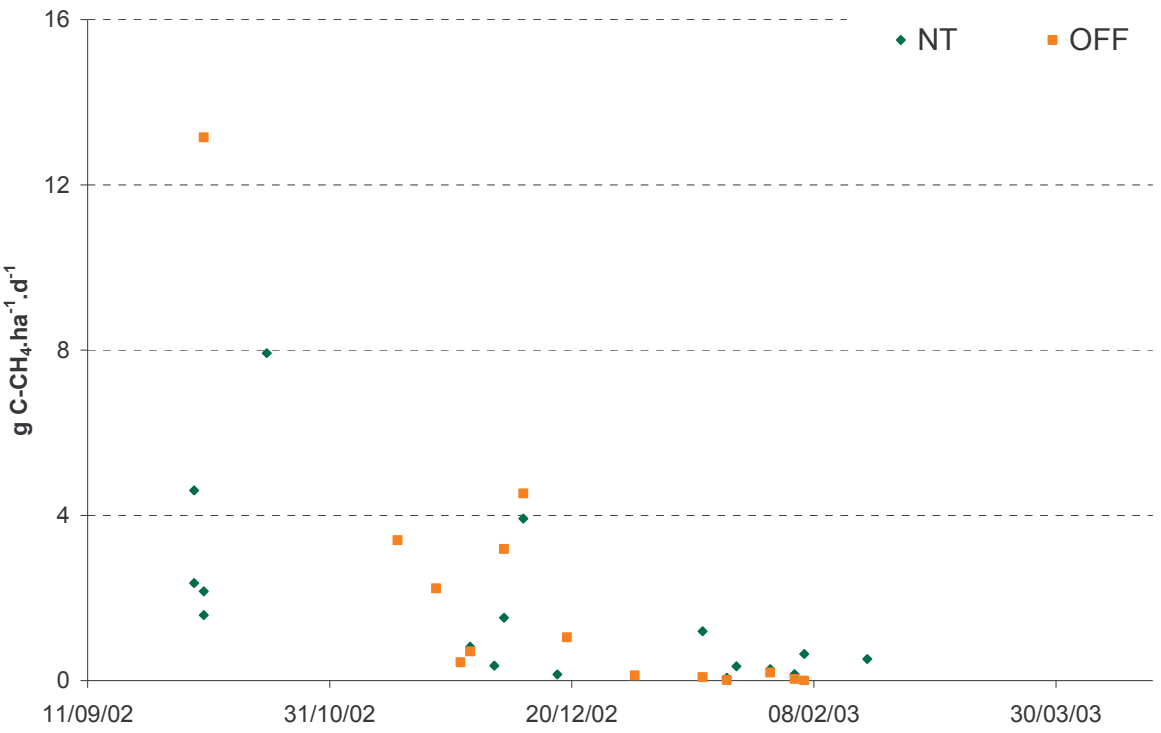


Figure 3.20 : Measured emissions of CH_4 (g C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1}) from NT and OFF treatments for the period october 2002 to February 2003 (5 months).

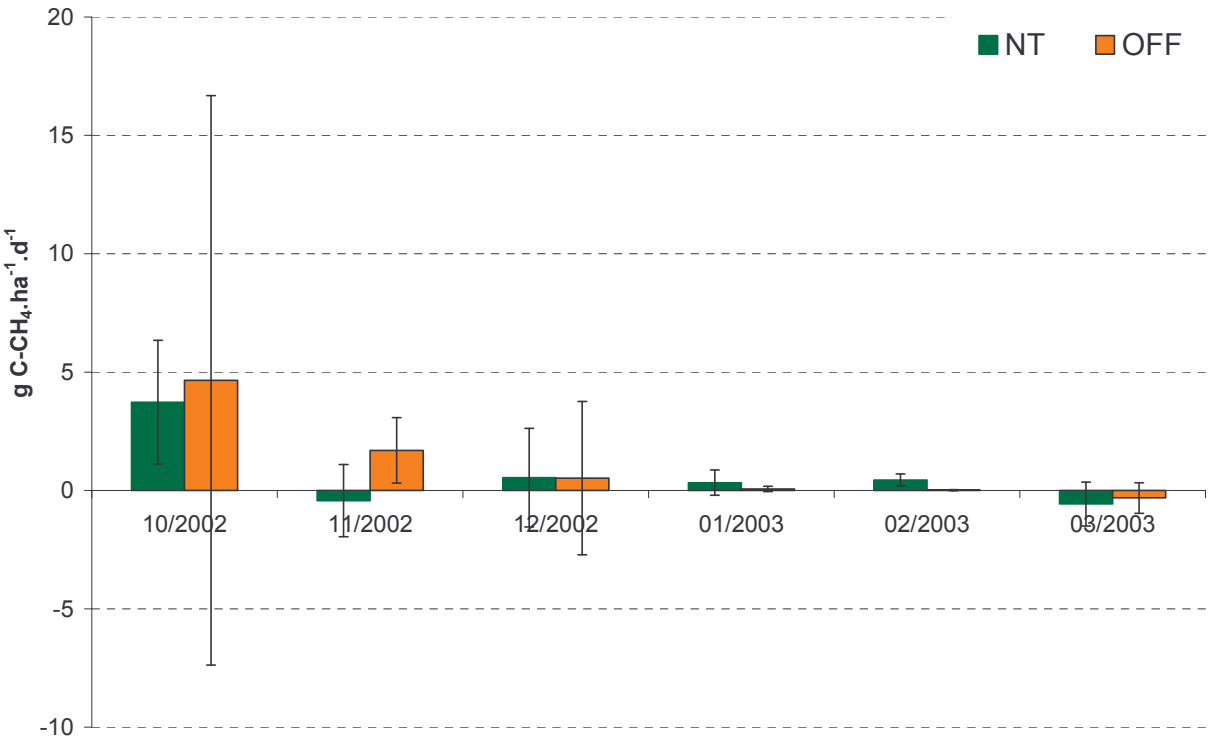


Figure 3.21: CH_4 emissions (g C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1}) measured* in situ *from NT and OFF treatments from October 2002 to March 2003 – monthly mean (n =20)

CH_4 fluxes dynamics

CH_4 fluxes (Figure 3.20) tended to decrease during the cropping cycle (or the wet season). Monthly mean emissions (Figure 3.21) are slightly higher for OFF (1.39 g C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1}) than for NT (0.92 g C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1}). CH_4 fluxes ranged from – 0.43 g C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1} in November for NT treatment to 4.65 g C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1} for OFF in October. Soils acted as low sources of CH_4. Fluxes seem to be slightly more variable for NT (176%) than for OFF (140%).

B 4 Discussion

B 4 1 N_2O and CH_4 fluxes

N_2O fluxes

Low N_2O emissions are commonly observed in well-drained savannas (Levine *et al*., 1996; Sanhueza *et al*. 1990). The limited information currently available for the Cerrado indicates that conversion of native ecosystems to agricultural uses has increased N_2O emissions. Modest increases above undetectable fluxes from *Cerrado* vegetation have been observed in cattle pastures. A 5-year old cattle pasture had N_2O emissions of 7 g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1} and 0.22 g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1} during the dry and wet seasons, respectively (Saminêz, 1999). A 10-year old pasture had N_2O emissions of 0.05 g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1}, and a 20 year old pasture had emissions below detection limits (Pinto *et al*., 2002). Moreover, N_2O emissions from two types of *Cerrado* native vegetation were below detection limits of the chamber and gas chromatrography systems(Verchot *et al*. 1999). Hence, the annual emissions were below 0.4 kg N ha^{-1} yr^{-1} and probably near zero. These results are in agreement with our measurements on *Cerrado* soils.

A few results about N_2O emissions from natural and agricultural soils are synthesized in Table 3.8.

N_2O emissions have been measured in soybean and corn fields in the Cerrado region, but they are modest relative to fluxes measured in more humid tropical agricultural regions (Davidson *et al*., 2001). For tropical soils, Nobre (1994) showed that N_2O emissions increased during the first 100 days of soybean establishment, reaching 1.2 g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1}, presumably as the result of increasing N fixation by the crop. In contrast, N_2O emissions in cornfields were highest (3.6 g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1}) shortly after fertilization at the beginning of the crop cycle and declined to 0.05 g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1} after 100 days (Pereira, 1982). In another study of soybean fields of a soybean-corn crop rotation, wet season emissions ranged from 1.9 to 6.0 g N-N_2O ha^{-1} d^{-1} (Saminêz, 1999) which agrees with the range of our results. These increases are modest relative to emissions measured in tropical agricultural soils. (Matson *et al*., 1996; 1998; Veldkamp and Keller, 1997), probably because the relatively dry Cerrado climate does not favor large N_2O emissions. However, irrigation is becoming more common which could increase N_2O emissions significantly (Matson *et al*., 1998). Spatial variability in N_2O in emissions is naturally large in most soils (Choudhary *et al*. 2002) because of soil heterogeneity and the episodic nature of N_2O emissions (Saggar *et al*., 2002). Spatial and temporal variability of N_2O (110%) found in our study was in agreement with literature (Schweizer, 2000).

Table 3.8: Some annual N_2O fluxes (kg N-N_2O.ha^{-1}.yr^{--1}) from the literature

Location	N_2O (kg N.ha^{-1}.yr^{-1})	Source
Alaska	0.15-0.6	
Colorado	0.18-0.29	Schweizer, 2000
Puerto Rico	1.39-5.22	
Most tropical forests globally	0.3 – 6.7	
Manaus, Amazonas	non detected - 1.9	
Tapajos, Pará	2.3 *	adapted from Davidson *et al.* 2001
Nova Vida, Rondônia	1.9	
Brazilian Cerrado	below detection	
Brazil – Cerrado	**0.031- 0.035**	**this study**

* Annual extrapolation based on seasonal trends. The extrapolation follows the procedure of Verchot *et al*. (1999), in which dry season and wet season averages were calculated from all sample dates with the respective season and then each average was extrapolated to half of a year.

Table 3.9: Some annual CH_4 fluxes (kg C-CH_4.ha^{-1}.yr^{-1}) from the literature

Site	CH_4 (kg C-CH_4.ha^{-1}.yr^{-1})	Source
Alaska	-0.76	
Colorado	-1.65	Schweizer 2000
Puerto Rico	-0.39	
Brazil- Cerrado	4.25	Cardosoet *al.* 2001
Brazil – Pasture	3.50	
Brazil – Cerrado	below detection limit	Pinto *et al.* 2002
Brazil – Cerrado	**0.67-1.52**	**this study**

CH_4 fluxes

In this study, tropical agricultural soils show emissions of CH_4, a little lower (0.67-1.52 kg C-CH_4.ha^{-1}.d^{-1}) than some of those measured on *Cerrado* soils (Table 3.9). According to Flessa and Ruser (2002), weekly measurements are sufficient to provide reliable estimates of the CH_4 fluxes. Spatial and temporal variability of CH_4 (158%) were in agreement with literature (Schweizer, 2000). Higher variability of CH_4 fluxes was apparent during the installation of the wet season although fluxes did not seem to be clearly dependent on rainfall. A few results about CH_4 emissions from natural and agricultural soils are synthesized in Table 3.9. According to Smith *et al*. (2003) aerated soils are a sink for atmospheric CH_4, through microbial oxidation. The main control on oxidation rate is gas diffusivity, and the response to temperature is small. Much of the CH_4 produced in the anaerobic soil layer will be oxidized, aerobic soil layers at the surface. The net emission is therefore a delicate balance between rate of CH_4 production and consumption. Adhya *et al*. (2000) enhanced CH_4 emission potential of Rice cropping systems under flooded conditions and tropical climate; many authors report Rice cropping systems as the major anthropogenic source of CH_4 but our study is based on rainfed Rice. Moreover, *Cerrado* soils are known for their good draining properties (Balbino *et al.*, 2002). Consequently, methanogenesis (a mechanism responsible for CH_4 production in flooded soils), is not supposed to occur frequently in our cropping systems .CH_4 emissions are therefore low (245 and 403 g C-CH_4.ha^{-1}.yr^{-1} for NT and OFF respectively) and no clear correlation with WFPS was shown. Khalil et Baggs (2005) showed a strong dependance of N_2O emissions and CH_4 oxidation under temperate climate, in relation with WFPS. They also insisted on coexisting oxidation and production of CH_4 for WFPS close to 30%. In the present study, WFPS is close to 30% but CH_4 fluxes are low. CH_4 emissions do not seem to be affected by fertilization periods, in agreement with other studies (Weier, 1999).

B 4 2 N_2O emissions determinants

A number of variables have been used by other researchers as predictors of N_2O emissions, such as inorganic N pools (Matson *et al*., 1989), N mineralization rates (Matson and Vitousek 1990) and %WFPS (Davidson *et al*. 2000; Garcia-Montiel *et al*. 2001; Weitz *et al*. 2001). As fluxes were not significantly different between the two systems, we chose to consider the global data base to study correlations between gas fluxes and their determinants on a monthly mean basis.

N_2O emissions and NO_3^- content

Soil emissions of N_2O are often positively correlated with inorganic N availability. Yet, no clear relationship could be established between N_2O fluxes and NO_3^- content in the present study. Otherwise, the data we measured showed little variability, for both systems . Rochette *et al.* (2004) reported that soil mineral N contents and N_2O fluxes at the soil surface were not closely related, thus suggesting that the soil mineral N pool was a poor indicator of the intensity of N_2O production. The possible existence of nitrification processes in these well-draining soils may also explain the lack of correlation between N_2O fluxes and NO_3^- content. According to Pinto *et al.* (2002), low N contents in Cerrado soils also contribute to low soil N_2O emissions.

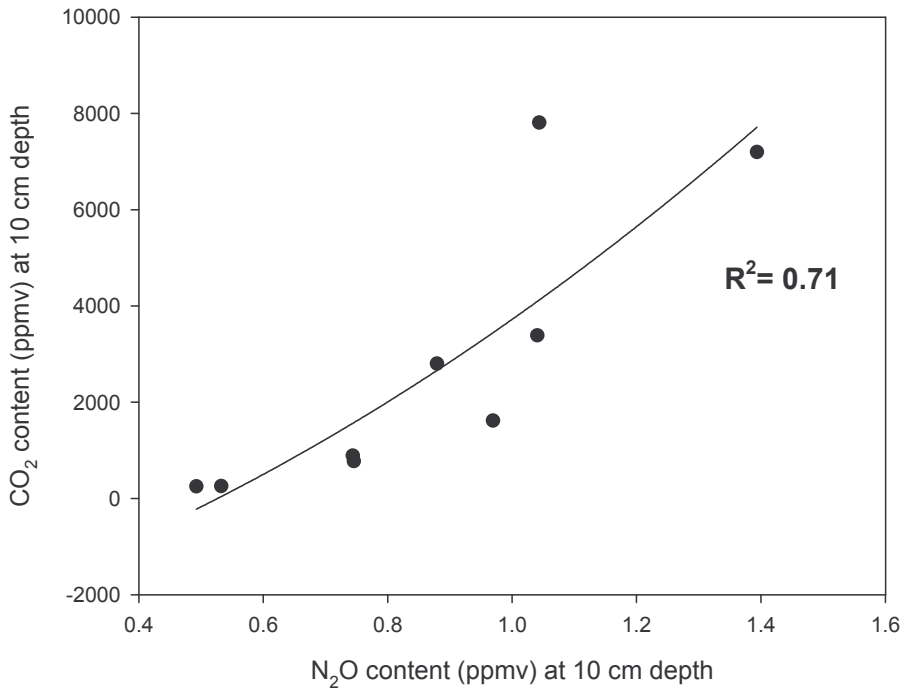


Figure 3.22 : CO_2 content (ppmv) versus N_2O content (ppmv) at 10 cm depth

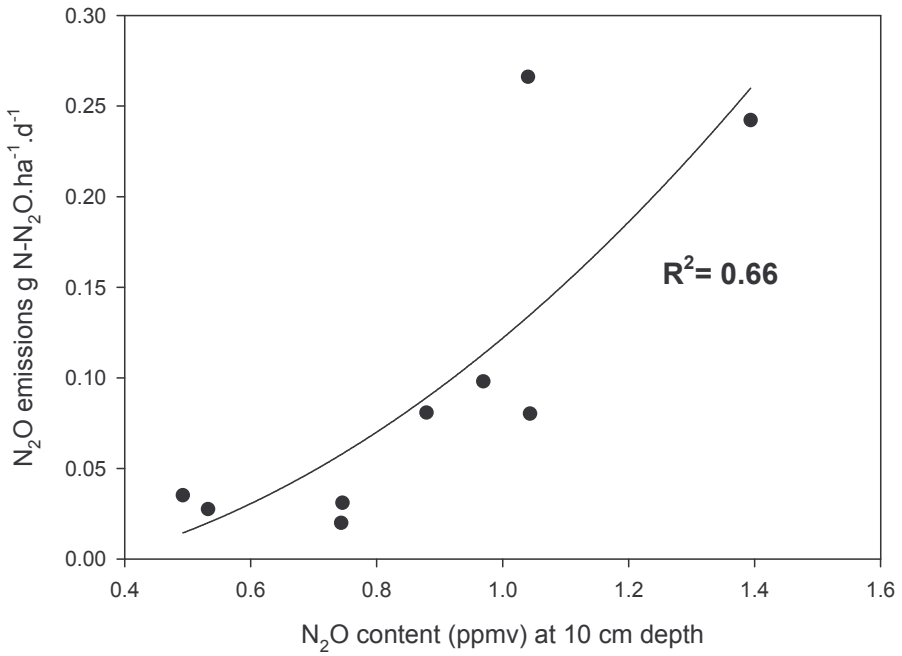


Figure 3.23 : N_2O fluxes (g $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.day^{-1}$) versus N_2O content (ppmv) at 10 cm depth

Reyes (2002) showed that for OFF treatment a residual amount of inorganic nitrogen remained in soil at the beginning of the cropping cycle, which may be lixiviated with the early rainfalls. With an inter-cycle cover plant, inorganic N is consumed and then released by mineralization of the cover plant residues during the cropping cycle. The N mineralization proved to be faster when crop residues are buried (deep ploughing) than when they remain at the soil surface (no-tillage). Those dynamics did not have a substantial impact on the agronomic performance of the cropping systems. However, these results can be used for a better management of the cultural practices, and in particular the N fertilizer schedule. Because N_2O is produced mainly by denitrification process, low NO_3^- in soils and water filled pore space (WFPS) lower than 60% most of the time may explain this situation. Compaction, particularly in wet soil, decreases the total pore volume, especially that of large pores. This in turn decreases aeration, resulting in more anaerobic sites where denitrification can occur, resulting in increases in the production of N gases from the soil (Yamulki *et al.,* 2002, Ball *et al.,* 1997).

Microbial activity and N_2O production

New data are provided in this study regarding N_2O production as a potential determinant of N_2O emission at the soil surface. Soil N_2O contents in soil (Figure 3.19) showed that the production of N_2O is quite important for both soils. N_2O contents vary from 1 to 10 times the atmospheric concentration; this implies that N_2O is produced but not systematically emitted as a result for the 3 mL sample is diluted in the volume of the closed chamber (5.6 L). We also observe on Figure 3.21 that the variability of N_2O content in soil seems to increase with WFPS. We suggest that water content in pores is responsible for the heterogeneity in gas concentrations. Data from various ecosystems show that CO_2 contents in soil range from 0.04 to 13 % in volume of the soil atmosphere in the first meters (versus 0.03 % in the atmosphere). Figure 3.22 provides original results on microbial activity: we observe a strong correlation (R^2 = 0.71) between CO_2 and N_2O content at 10 cm depth. N_2O production increases with CO_2 production, or equivalently with organic matter decomposition. We reported CO_2 content up to 1% of the soil atmosphere. Figure 3.23 shows that N_2O emissions increased with N_2O content at 10 cm depth within the range of our data. Relationship between N_2O fluxes and N_2O content is polynomial of the second order, which suggests that our diffusion conditions (depending on WFPS) alter the kinetics of N_2O emission at the soil surface. Organic C can also affect N_2O production. Indeed, it is used by denitrifying micro-organisms and by other heterotrophic microbes, as a source of energy; in this case anaerobic microsites in soils can be produced whenever the biological oxygen demand exceeds supply. Soil moisture also controls the diffusion of O_2 in soil. The relationship between increasing moisture levels and higher rates of denitrification is well documented in the laboratory (McGarity, 1961) and in the field (Davidson *et al*., 2000).

Arah *et al*. (1991) suggest that low N_2O emissions may be explained by reductions in gas diffusivity leading to N_2O consumption prior to emissions, or by complete denitrification leading to N_2O reduction and N_2 emission. At high soil moisture, N_2 became the major end product.

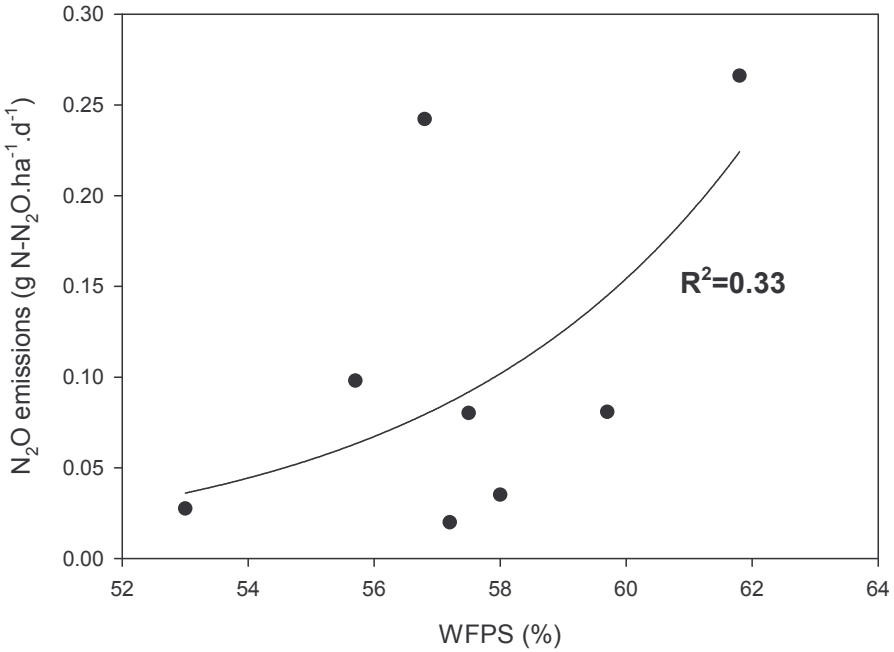


Figure 3.24 : N_2O emissions (g N-N_2O.ha^{-1}.day^{-1}) versus WFPS (%) for the topsoil layer 0-10 cm

N_2O concentrations vary widely, both between and within, different tillage systems. The availability of labile organic C for microbial metabolic processes could be an important factor regulating N_2O emissions from tropical soils. In our case, the water soluble fraction is not negligible, which suggests no C limitation on N_2O production (Garcia-Monteil *et al*., 2003).

Rainfall and WFPS

As N_2O is partly produced by denitrification in anaerobic conditions, WFPS may be correlated to N_2O fluxes. Figure 3.24 shows that N_2O emissions (g $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.d^{-1}$) tend to increase exponentially (R^2= 0.33) with monthly mean values of WFPS (%) in the 0-10 cm layer.

Saggar *et al.* (2004) reported that N_2O emissions increase with soil moisture due to an increase in anaerobic sites and denitrification. In climates with distinct wet and dry seasons, the first rainfall on to dry soil has been shown to create a large but short-lived, pulse of N_2O emissions which can contribute significantly to the annual total emission. Hence, Dick *et al.* (2001) showed that a heavy rainfall produced a flush in N_2O emissions up to 480 g $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.d^{-1}$ from tropical soils under agroforestry.

Possible explanations for the low WFPS under these crops include evaporation under high temperature (22.5°C on average). An increase in soil WFPS and the consequent decrease in O_2 diffusion rate within the soil, has a similar effect on the system than the one induced by a rise of temperature, and thus N_2O production and emission increase exponentially with WFPS (Smith *et al.*, 2003).

Cover crops and fertilization

Although emissions remain very low in both treatments, peak emission rates in the tillage and no-tillage treatments followed fertilizer application. In general, N_2O losses after fertilization are more variable and N_2O fluxes peak when circumstances combine larger rainfall and fertilization. We observed a higher variability in N_2O emissions after urea applications (till 1.4 $g.N\text{-}N_2O.ha^{-1}.d^{-1}$). These short-term N_2O responses to fertilizer additions usually occur in tropical agricultural and agroforestry systems (Davidson *et al*. 1996). The short-term nature of N_2O pulses following fertilization support the arguments by Mosier (1989) and Veldkamp and Keller (1997) that frequent measurements are important to capture high N losses in the first weeks following N application. The problem is to define the frequency of measurements needed to catch a short-term response. In the present study, measurements were done manually twice to three times at the same hour a week (morning) over 12 replicates per treatment during the experimental period but we might have missed the N_2O flush.

Table 3.10: Annual fluxes estimations for NT and OFF treatments and GHG balance calculated from the respective GWP (310 for N_2O and 21 for CH_4)on an equivalent C-CO_2 basis (mean value and (standard deviation))

Treatment	N_2O emissions	CH_4 emissions	GHG annual balance (from N_2O and CH_4 contributions)*
	(10^{-3} kg N ha^{-1} yr^{-1})	(10^{-3} kg C ha^{-1} yr^{-1})	kg C-CO_2
NT	30.7 (39.19)	245 (572)	6.0 (9,6)
OFF	35.3 (31.46)	403 (683)	7.8 (9.4)

(*) 1 g N-N_2O is equivalent to 133 g C-CO_2 and 1 g C-CH_4 to 7.63 g C-CO_2 according to the respective global warming potential of these gases.

We have approximately a global emission of nearly 35 g N-N_2O.ha^{-1}.yr^{-1} The percentage of the N applied as fertilizer which is lost as N_2O is commonly referred to as the N_2O-N yield. In the present study, the N_2O-N yields were the same in both treatments (0.03%) which is very low compared to the results documented by Bouwman (1994) and Mosier *et al*. (1996) (average N_2O yields of 1.25% generally estimated from fertilized agricultural areas of the temperate zone). But this is consistent with other data from the tropical zone. Indeed, tropical systems generally show higher N losses for leaching, volatilisation, and emission losses to the atmosphere than temperate systems (Granli and Bockman 1995). The N_2O-N yields from fertilized tropical sites range from 0.01% to 4.9%, some of them with highly organic volcanically derived soils, and application rates far greater than those of the present study (Matson *et al*. 1996; Mosier and Delgado 1997; Veldkamp and Keller 1997; Veldkamp *et al*. 1998; Crill *et al*. 2000; Weitz *et al*. 2001; Steudler *et al*. 2002).

B 4 3 GHG balance for both NT and OFF treatments

We are able now to make some preliminary estimates of the short-term "greenhouse gas" balances under two management systems: NT and OFF. It was previously suggested that an increase in N_2O fluxes could occur, and would be congruent with the stabilization of C and N. Six *et al.* (2002) collected and synthesized published N_2O fluxes data from CT (Conventional Tillage) and NT treatments in order to have an example where management changes C and N stabilization and might lead to differences in N_2O fluxes. For temperate soils, N_2O fluxes were found to be often greater under NT than under CT management.

Studies in the temperate zone have found conflicting results when N_2O fluxes from conventional tillage treatments and no-tillage treatments were compared. Studies in Canada (Aulakh *et al*. 1984) and the United Kingdom (Ball *et al*. 1999) showed an increase in N_2O emissions under no-tillage due to increased soil water content, bulk density, and larger soil aggregates, which led to increases in anaerobic conditions.

Emissions of N_2O drive much of the trend in net GHG annual balance because of its higher GWP (make sure you spelled this one out earlier), suggesting that improved nitrogen management is essential to achieve the full benefit from SOC storage in the soil for purposes of global warming mitigation.

We showed elsewhere (Metay *et al*., submitted) a trend of increase of the SOC in the 0-10 cm layer of 350 kg C.ha^{-1}.yr^{-1} under the present NT treatment. The present paper indicates a slight GHG mitigation by adoption of NT but the uncertainty associated to the GHG annual balance remains high. Yet we showed that the variations in monthly emissions of all gases were very high and GHG balance shown in Table 3.10 exibits a very low level of eq C-CO_2 (under 10 kg eq C) for CH_4 and N_2O for both treatments (6.0 and 7.8 kg C.ha^{-1}.yr^{-1} for NT and OFF respectively). As a result, the carbon sequestration balance taking into account the CO_2, CH_4 and N_2O on a C-CO_2 equivalent basis (Table 3.10) is in favour of NT treatment.

B 5 Conclusions

N_2O and CH_4 fluxes between the soil and the atmosphere are influenced by management practices currently used in agriculture. Our experimental device compares N_2O and CH_4 emissions under NT and OFF practices. For both treatments, N_2O and CH_4 emissions were very low and no significant difference between treatments was observed for both gases. Original data about N_2O content in the soil profile showed that N_2O is produced (concentration ranging from 1 to 30 times the atmospheric concentration) in the first 30 cm of the soil. Monthly means N_2O emissions were strongly correlated to

monthly means N_2O content at 10 cm depth (R^2 = 0.66) and seem to increase exponentially with monthly mean WFPS (0-10 cm layer) (R^2= 0.33).

Our research points out the need to explore more precisely the contribution of crop and waste residues, slow-release fertilisers, compaction and the effect of their distribution in the soil to trace gas production and emission. Further measurements on denitrification potential will be led so as to understand better the capacity of this soil to produce and emit N_2O. *Acknowledgments*

This work was completed thanks to the grant given to Aurélie Metay by the French Ministry of Research and Technologies. A financial support was brought by the FFEM (Fonds Français pour l'Environnement Mondial). Project CZZ1224.02X "Bilan comparé des émissions/ séquestration des gaz à effet de serre dans les systèmes de culture agro-écologiques (semis direct sous couverture végétale) et les systèmes de culture traditionnels. Le cas du Brésil" and CIRAD (financial support from the CIRAD scientific direction). We also would like to thank the persons that had helped to complete the laboratory analysis at CENA, CIRAD, and CEFE research centers.

B 6 References

Anderson J.M. and Ingram J.S.I. 1989. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. C.A.B International.

Arah J.R.M., Smith K.A., Crichton I. and Li H.S. 1991. Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils. J. Soil Sci. 42:351–367.

Arnold S.L., Parkin T.B., Doran J.W., Eghball B. and Mosier A.R. 2001. Automated gas sampling system for laboratoratory analysis of CH_4 and N_2O. Communication in soil science and plant analysis 32(17&18): 2795-2807.

Aulakh M.S., Rennie D.A. and Paul E.A. 1984. Gaseous nitrogen losses from the soils under zero-till as compared with conventional-till management systems. J Environ Qual 13(1):130–136.

Ball B.C., Smith K.A., Klemedtsson L., Brumme R., Sitaula B.K., Hansen S., Priemé A., MacDonald J. and Horgan G. W. 1997. The influence of soil gas transport properties on methane oxidation in a selection of northern European soils. Journal of Geophysical Research 102: 23309.

Balbino L.C., Bruand A., Brossard M., Grimaldi M., Hajnos M. and Guimaraes M.F. 2002. Changes in porosity and microaggregation in clayey Ferralsols of the Brazilian *Cerrado* on clearing for pasture. Eur. J. Soil Sci. 53:219–230.

Ball B.C., Scott A. and Parker J.P. 1999. Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. Soil and tillage research 53: 29-39.

Bernoux M., Cerri C.C., Cerri C.E.P., Siqueira Neto M., Metay A., Perrin A.S., Scopel E., Blavet D., Piccolo M.C., Pavei M. and Milne E. 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. Agronomy for Sustainable Development, *in press*.

Bouwman A.F. 1994. Method to estimate direct nitrous oxide emissions from agricultural soils. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, pp 1–28.

Bowden R.D., Steudler P.A., Melillo J.M. and Aber J.D. 1990. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the Northeastern. J Geophys Res 95: 13997–14005.

Cardoso A.N., Saminêz T.C. and Vargas M.A. 2001. Fluxo de Gases-traço de Efeito Estufa na Interface Solo/ Atmosfera em Solos de Cerrado, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, EMBRAPA, 23 p.

Choudhary M.A., Akramkhanov A. and Saggar S. 2002. Nitrous oxide emissions in New Zealand cropped soils: tillage effects, spatial and seasonal variability. Agriculture, Ecosystems & Environment 93, 33-43.

Crill P.M., Keller M., Weitz A., Grauel B. and Veldkamp E. 2000. Intensive field measurements of nitrous oxide emissions from a tropical agricultural soil. Global Biogeochemical Cycles 14:85–95.

Davidson E.A., Matson P.A. and Brooks P.D. 1996. Nitrous oxide emission controls and inorganic nitrogen dynamics in fertilized tropical agricultural soils. Soil Science Society of America Journal 60:1145–1152.

Davidson E.A., Keller M., Erickson H.E., Verchot L.V. and Veldkamp E. 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. BioScience 50:667–680.

Davidson E. A., Bustamante M.M.C. and de Siqueira Pinto A. 2001. Emissions of nitrous oxide from soils of native and exotic ecosystems of the Amazon and Cerrado regions of Brazil. In Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy - The Scientific World 1(S2): 312-319.

Dick J., Skiba U. and Wilson J. 2001. The effect on rainfall on NO and N_2O emissions from Ugandan agroforest soils. Phyton-Annales Rei Botanicae. 41: 73-80.

Flessa H. and Ruser R. 2002. N_2O and CH_4 fluxes in potatoe fields: automated measurement, management effects and temporal variations. Geoderma 105(3-4): 307-325.

Garcia-Montiel D.C., Steudler P.A, Piccolo M.C., Melillo J.M., Neill C. and Cerri C.C. 2001. Controls on soil nitrogen oxide emissions from forest and pastures in the Brazilian Amazon. Global Biogeochem Cycles 15:1021–1031.

Garcia-Montiel D.C., Melillo J.M., Steudler P.A., Cerri C.C and Piccolo M.C. 2003. Carbon limitations to nitrous oxide emissions in a humid tropical forest of the Brazilian Amazon. Biology and fertility of soils: 14.

Granli T and Bockman O.C. 1995. Nitrous oxide (N_2O) emissions from soils in warm climates. Fert. Res. 42:159–163.

IPCC 2001. Third Assessment Report: Climate Change: Synthesis Report Watson, R.T. and the Core Writing Team (Eds.) IPCC, Geneva, Switzerland. pp 184.

Khalil M.I. and Baggs E.M. 2005. CH_4 oxidation and N_2O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH_4 concentrations Soil Biology and Biochemistry, Volume 37, Issue 10, pp 1785-1794.

Levine J.S., Winstead E.L., Parsons D.A.B., Scholes M.C., Scholes R.J., Cofer W.R., Cahoon D.R. and Sebacher D.I. 1996. Biogenic soil emissions of nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N_2O) from savannas in South Africa: The impact of wetting and burning. Journal of Geophysical Research-Atmospheres. 101:23689-23697.

Matson P.A., Naylor R. and Ortz-Monasterio I. 1998. Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. Science 280: 112–115.

Matson P.A. and Vitousek P.M. 1990. Ecosystem approach to a global nitrous oxide budget. BioScience 40:667–672

Matson P.A., Vitousek P.M. and Schimel D.S. 1989. Regional extrapolation of trace gas flux based on soils and ecosystems. In: Andreae MO, Schimel DS (eds) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Wiley, New York, pp 97–108

Matson P., Billow C. and Zachariassen J. 1996. Fertilization practices and soil variations control nitrogen oxide emissions from tropical sugar cane. Journal. Geophysical. Research 101, 18533-18545.

McGarity J.W. 1961. Denitrification studies on some South Australian soils. Plant and Soil 14:1–21

Metay A., Moreira J.A.M. , Bernoux M., Boyer T., Douzet J-M., Feigl B., Feller C. , Maraux F. and Oliver R. Effect of no-tillage under cover crop on storage and forms of organic carbon in a clayey Oxisol (*Cerrados*, Brazil), *submitted* to Soil and tillage research.

Mosier A.R. and Delgado J.A. 1997. Methane and nitrous oxide fluxes in grasslands in western Puerto Rico. Chemosphere 35:2059-2082.

Mosier A.R. 1989. Chamber and isotope techniques. In: Andreae MO, Schimel DS (eds) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Wiley, Chichester, pp 175–187

Mosier A.R., Duxbury J.M., Freney J.R., Heinemeyer O. and Minami K. 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: assessment, measurement and mitigation. Plant and Soil 181:95–108

Mummey D.L., Smith L.J. and Bluhm G. 1998. Assessment of alternative soil management practices on N_2O emissions from US agriculture, Agriculture, Ecosystems And Environment 70: 79-87.

Nobre A. D. 1994. Nitrous oxide emissions from tropical soils. Ph.D. dissertation, University of New Hampshire, New Hampshire.

Pereira J. 1982. Nutrient cycling in South American savannas. Plant and Soil 67, 293-304.

Pinto A., Bustamante M., Kisselle K., Burke R., Zepp R., Viana L., Varella R. and Molina M. 2002. Soil emissions of N_2O, NO, and CO_2 in soils of Brazilian savannas: Effects of vegetation type, seasonality and prescribed fires. Journal of Geophysical Research 107 (D20): 8089, doi: 10.1029/2001JD000342.

Rochette P., Angers D.A., Belanger G., Chantigny M.H., Prevost D. and Levesque G. 2004. Emissions of N_2O from Alfalfa and Soybean Crops in Eastern Canada. Soil Science Society of America Journal, 68: 493-506

Saggar S., Andrew R.M., Tate K.R., Rodda N.J., Hedley C.B. and Townsend J.A. 2002. Measurements and modelling of nitrous oxide emissions from dairy pastures. In 'Proceedings of the workshop on Dairy Farm Soil Management'. (Eds LD Currie, P Loganathan). pp. 201–214. Massey University, Palmerston North.

Saggar S., Hedley C.B., Giltrap D.L., Tate K., Lambie S. and Li C. 2004. Nitrous oxide from grazed pastures. Supersoil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conferences, 5- 9 December 2004, University of Sydney, Australia.

Sanhueza, E., Hao W., Scharffe D., Donoso L., and Crutzen P. 1990. N_2O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana Schield, Venezuela, J. Geophys. Res., 95, 22481-22488.

Saminêz T.C.O. 1999. Efeito do sistema de cultivo, tensão de água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH_4 e N_2O em solos de *Cerrados*. MSc. Thesis, Universidade de Brasília, Brasília.

Schweizer M. 2000. Variability of factors affecting greenhouse gas fluxes (CO_2, N_2O and CH_4) on a dark red latossol cultivated with sugarcane (Brazil, Sao Paulo State). ETH diploma work. Piracicaba, Brazil, ETH: 36.

Six J., Feller C., Denef K, Ogle S.M., Sa J.C.M.and Albrecht A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: effect of no-tillage. Agronomie 22. pp. 755-775.

Smith K.A., Ball T., Conen F., Dobbie K.E., Massheder J. and Rey A. 2003. Exchange of greenhouse gasesbetween soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. European Journal of Soil Science, 54, 779–791.

Steudler P.A., Jones R.D., Castro M.S., Melillo J.M. and Lewis D.L. 1996. Microbial controls on methane oxidation in temperate forest and Agricultural Soils. In: MURRELL, J.C., KELLY, P. (éd.), *Microbiology of Atmospheric Trace Gases*, NATO ASI Series, Vol I39. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp 69-84.

Steudler P.A., Garcia-Montiel D.C., Piccolo M.C., Neill C., Melillo J.M., Feigl B.J., Cerri C.C. 2002. Trace gas responses of tropical forest and pasture soils to N and P fertilization. Global Biogeochem Cycles 16(7):1–12. DOI 10.1029/2001GB001394

Veldkamp E., Keller M. and Nuñez M. 1998. Effects of pasture management on N_2O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. Global Biogeochem Cycles 12:71–79

Veldkamp E. and Keller M. 1997. Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics. Journal of Geophysical Research. 102, 15889-15898.

Verchot L.V., Davidson E.A., Cattanio J.H., Ackerman I.L., Erickson H.E. and Keller M. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. Global Biogeochem Cycles 13:31–46

Weier K. L. 1999. N_2O and CH_4 emission and CH_4 consumption in a sugarcane soil after variation in nitrogen and water application. Soil Biology and Biochemistry 31: 1931-1941.

Yamulki S., Harrison R.M. and Goulding K.W.T. 2002. Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. Biology and fertility of soils 36: 224-231.

Conclusion

En conditions appropriées, comme nous l'avons vu dans la section III A, les chambres statiques peuvent fournir une information fiable sur l'estimation des flux de gaz à partir du sol. Cependant la plupart des chambres sont de taille réduite (5.6 L environ dans notre cas) et sont utilisées sur des courtes périodes de temps (2 heures dans notre cas), leurs estimations doivent donc être intégrées spatialement et temporellement. Les processus d'émissions de GES à partir du sol sont régulés par plusieurs facteurs qui incluent les conditions physico-chimiques du sol (température, teneur en eau, potentiel de diffusion des gaz, etc…) et la quantité et la qualité des MO du sol ou restituées au sol (litière, résidus de culture, amendements organiques) (Hanson *et al*., 2000). Or l'ensemble de ces facteurs varient dans l'espace et dans le temps dans la plupart des écosystèmes. Les extrapolations à l'échelle de l'année présentées au paragraphe II B doivent donc être considérées avec précaution même si les mesures de terrain ont fourni d'importantes informations qualitatives (grande variabilité, estimations comparables pour les deux traitements) et quantitatives (ordre de grandeur, amplitudes de la variabilité) dans la compréhension des rythmes d'émissions de GES à l'échelle du cycle cultural. Le suivi des déterminants a également confirmé certaines tendances annoncées dans la littérature (dépendance vis à vis du contenu en eau) ou, plus originaux, du point de vue notamment des concentrations en gaz dans le sol. Pour autant, l'estimation du bilan GES de chacun des systèmes souffre de la grande variabilité des mesures de terrain. Aussi, le recours à la modélisation apparaît-il indispensable et ce, à travers 2 questions :

(i) ***Les mesures sur le terrain étant ponctuelles et les déterminants des flux très variables, n'a-t-on pas « raté » des périodes à émissions importantes ?***

(ii) ***Est-il possible de s'affranchir d'un suivi de terrain laborieux et souvent dépendant de la maîtrise de l'erreur expérimentale pour estimer un bilan GES ?***

Les trois précédents chapitres montrent les limites des conclusions tirées à partir de mesures de terrain et conduisent logiquement à envisager :

(i) l'expérimentation in vitro*,*

(ii) la modélisation comme outil possible de quantification des flux de GES.

Les systèmes de culture étudiés et les conditions édaphiques étant, a priori*, peu propices à l'émission de CH_4, ce chapitre n'aborde que la modélisation des flux de N_2O, GES à potentiel de réchauffement global de 296 (contre 23 pour CH_4).*

Le chapitre IV étudie :

(i) les potentiels d'émission de N_2O in vitro dans des conditions optimales de production (section A),

(ii) une méthode originale d'utilisation de 2 modèles (l'un mécaniste PASTIS[12] et l'autre empirique NOE[13]) pour quantifier les flux de N_2O à l'échelle du cycle agricole (section B) afin de proposer in fine *une méthode simple de suivi des émissions de N_2O en conditions de terrain.*

[12] PASTIS : Predicting Agriculture Solute Transfer in Soil

[13] NOE : Nitrous Oxide Emissions

Chapitre IV

Caractérisation des potentiels d'émission de N_2O *in vitro* et utilisation de la modélisation pour l'étude des émissions de N_2O au champ

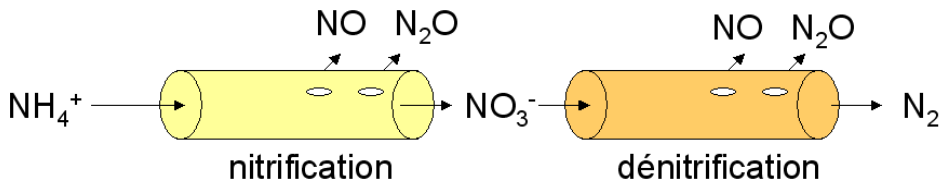


Figure 4.1 : Schéma conceptuel « hole in the pipe » de la production de N_2O (Firestone et Davidson, 1989)

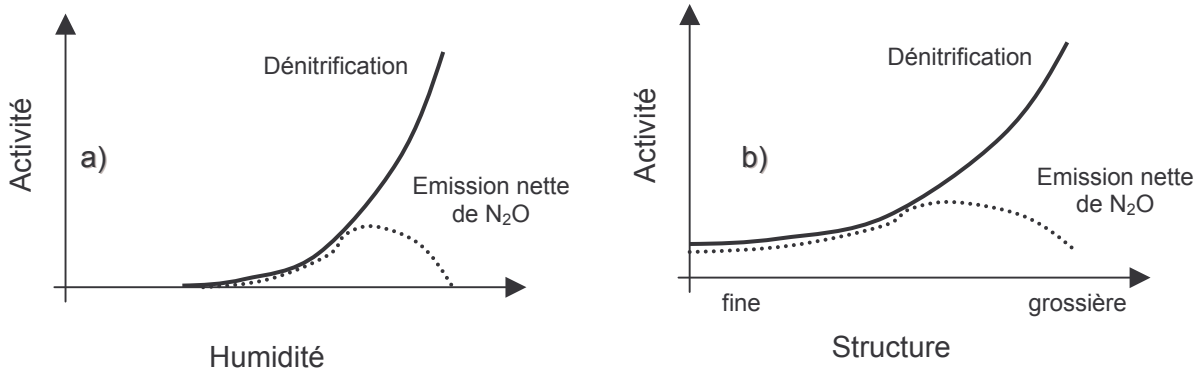


Figure 4.2 : Variations de la dénitrification et des émissions nettes de N2O par dénitrification. a/ effet de l'humidité du sol. b/ effet de la structure du sol (d'après Renault, 2000)

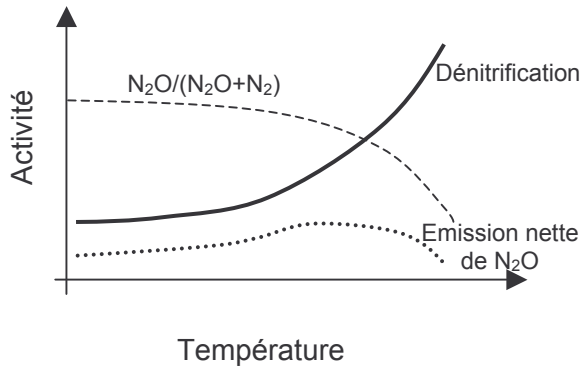


Figure 4.3 : Variations de la dénitrification, du rapport $N_2O/(N_2O+N_2)$ des produits de la dénitrification, et des émissions nettes de N_2O en fonction de la température (d'après Renault, 2000)

A Caractérisation *in vitro* des potentiels d'émission de N_2O par dénitrification et par nitrification

A 1 Introduction

La production de N_2O (Figure 4.1) par les sols résulte des transformations microbiennes de l'azote: dénitrification et nitrification. La dénitrification correspond à la réduction de NO_3^- en N_2, le N_2O est émis quand le processus est incomplet. La nitrification est la transformation par voie microbienne de l'azote organique, notamment de l'humus, en NO_3^-, et comprend trois stades: ammonisation, nitrosation et nitratation, c'est lors de l'étape de nitrosation que N_2O peut être émis. L'ensemble des mécanismes est sous la dépendance de communautés microbiennes spécifiques de ces réactions et, surtout, des conditions édaphiques, en particulier des conditions hydriques.

Dans des conditions tropicales, il existe un risque élevé d'émission de N_2O à partir de sols cultivés en particulier, en présence de fertilisation (FAO, 2003). Les estimations des émissions de N_2O sont en général estimées principalement à partir de la production de ce gaz par dénitrification (Li *et al*., 1992, Struwe & Kjøller, 1994). En effet, l'étude des flux de N_2O résultant de la nitrification est rendue difficile par le fait que les 2 mécanismes de production peuvent coexister. De plus, la discrimination *in situ* des processus en jeu dans l'émission de N_2O requiert souvent l'usage de marqueurs isotopiques (^{15}N), méthodologie coûteuse et délicate à mettre en place. Toutefois, le processus de nitrification est très répandu dans les sols, d'où l'intérêt de vérifier si, *in situ,* il aboutit à une formation importante de N_2O (Hénault *et al*., 2005, Hergoualc'h, 2004).

Les processus de nitrification ou de dénitrification dépendent de nombreux facteurs édaphiques. La dénitrification est un processus plus variable dans le temps et dans l'espace que la nitrification du fait de la multiplicité des facteurs qui la contrôlent (Khalil, 2003). Les figures 4.2 et 4.3 montrent l'influence de 3 variables du milieu : humidité, structure (porosité, distribution de taille d'agrégat) et température sur les activités dénitrifiantes et sur l'émission nette de N_2O. Elles mettent en avant la non-linéarité des processus d'émission de N_2O en rapport avec la coexistence des deux sources de N_2O (dénitrification et nitrification). La nitrification est un processus relativement constant dans les différents écosystèmes, contrôlé principalement par la disponibilité en NH_4^+ et en oxygène (Parton *et al.*, 1996).

Nos mesures de terrain (Chapitre III section B) montrent un très faible niveau d'émissions de N_2O, de l'ordre du g de $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.jour^{-1}$, associé à une forte variabilité spatiale et temporelle (110%), conséquence des interactions entre les nombreux déterminants supposés des émissions. De plus, l'analyse de ces déterminants met en avant de bonnes corrélations entre N_2O émis et WFPS (Figure 3.24) et N_2O émis et teneur en N_2O dans le sol (Figure 3.23), ce qui renforce l'intérêt d'approfondir les conditions de production de N_2O dans ces sols. Il devient donc nécessaire, pour extrapoler les quantités de N_2O émises à l'échelle du cycle cultural de préciser, par des expériences de laboratoire, les relations entre certaines variables édaphiques et les émissions de N_2O et d'intégrer cet ensemble d'informations dans un processus de modélisation permettant de calculer la succession des états du milieu (essentiellement température et conditions hydriques) nécessaires à l'estimation des flux de N_2O.

Mais avant, il faut estimer les potentiels d'émissions de N_2O qui permettront d'explorer les situations (notamment d'humidité de la sécheresse à la saturation) qui n'ont pas été abordées lors des mesures au champ, et ce, en relation avec les deux processus concernés : dénitrification et nitrification.
Nous avons donc mis en place des expérimentations *in vitro* visant à :

(i) estimer le potentiel de N_2O des sols étudiés, en conditions de teneurs en azote minéral et en eau optimales : NO_3^- non limitant et WFPS élevé pour la dénitrification, NH_4^+ non limitant et WFPS optimal pour la nitrification,

(ii) étudier l'effet spécifique des teneurs en eau (WFPS) sur le niveau de l'émission de N_2O à partir de chacun des mécanismes de production.

A 2 Matériel et méthodes

A 2 1 Protocole expérimental pour la dénitrification

A 2 1 1 Potentiel de dénitrification et capacité du sol à réduire le N_2O formé.

L'étude porte sur des échantillons composites constitués à partir de prélèvements effectués au niveau de l'horizon 0-10 cm en fin de cycle cultural sur chacune des quatre parcelles suivies : parcelles 11 et 15 conduites en SCV et parcelles 21 et 24 conduites en travail du sol (OFF).
Les échantillons sont séchés à l'air puis stockés à 4°C.
Pour déterminer les potentiels de dénitrification (c'est-à-dire avec blocage de la N_2O réductase par C_2H_2), on se base sur le protocole expérimental de Hénault *et al* (2001).
Pour la dénitrification réelle, 10 grammes de sol à tester sont placés dans un flacon sérum de capacité nominale 125 ml (V réel : 149 ml). Les flacons sont fermés hermétiquement et l'atmosphère est remplacée par de l'hélium (He) en réalisant cinq cycles successifs de vide-remplissage par He. On injecte à l'aide d'une seringue munie d'une aiguille G26, 5 ml environ (volume exact connu par différence de poids entre la flacon après et avant injection) d'une solution de KNO_3 à 76,7 $mgN.L^{-1}$.
Pour la dénitrification potentielle (blocage de la réduction de N_2O en N_2), on ajoute 15 mL de C_2H_2 après avoir ôté 15 mL d'He.
Chaque traitement élémentaire est répété trois fois.
Les flacons sont ensuite placés à l'étuve à 28°C. La teneur en CO_2 et N_2O de leur atmosphère est déterminée après 1 ; 2 ; 3 ; 6 ; 8 et 10 jours d'incubation par prélèvement d'une aliquote de gaz à l'aide d'une seringue. Le dosage du CO_2 est effectué par chromatographie en phase gazeuse à l'aide d'un appareil Agilent M200 (colonne capillaire de 8m poraplot Q, gaz vecteur He) en connectant directement le flacon d'incubation à une micro pompe de circulation du gaz. Le dosage du N_2O est effectué par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur ECD (Varian 3800, colonne de 3 m Porapak Q, gaz vecteur N_2).
En fin d'expérience, on ajoute 50 ml de KCl molaire dans chaque flacon et, après agitation de 2 heures la phase liquide est prélevée, filtrée sur filtre millipore 0,2 µm, l'azote minéral ($N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$) est extrait par une solution de KCl molaire (rapport sol/solution voisin de ¼) et dosé par colorimétrie automatique à flux continu (réaction de Berthelot pour $N\text{-}NH_4^+$ et réactif de Griess après réduction des nitrates en nitrites sur une colonne de Cd-Cu pour $N\text{-}NO_3^-$).

A 2 1 2 Etude de la relation WFPS – pertes gazeuses sous forme N_2O .

Il s'agit, dans cette expérience, de reproduire *in vitro* les conditions d'humidité rencontrées sur le terrain, qu'elles soient favorables ou non à la dénitrification. Cette étude a été conduite sur les mêmes échantillons que l'expérience décrite en A 2 1 1.

Quatre-vingt grammes de sol provenant des parcelles SCV11, SCV15, OFF21 et OFF24 sont placés dans des coupelles cylindriques, mélangés avec une solution de KNO_3 à 1,154 $gN.L^{-1}$, puis tassés pour obtenir une densité apparente globale proche des conditions de terrain (1,27 pour SCV et 1,25 pour OFF). Ils sont humidifiés par apport d'eau distillée en surface jusqu'à obtenir, selon les traitements, un taux de remplissage des pores (WFPS) de 36,7 %, 50 %, 60 %, 70% et 80% (Tableau 4.1 a).

Deux répétitions sont mises en place pour chaque niveau d'humidité testé.

Les pots sont placés dans une enceinte hermétiquement close et mis à incuber à l'étuve à 28°C pendant cinq jours. Les teneurs de l'enceinte en CO_2 et N_2O sont déterminées quotidiennement (voir en A 2 1 1).

En fin d'expérience, on ajoute 50 ml de KCl molaire dans chaque flacon et les teneurs en $N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$ sont déterminées par colorimétrie automatique à flux continu (cf A 2 1 1).

Tableau 4.1 : Gammes de WFPS (%) utilisés pour les expériences de caractérisation de la dénitrification et de la nitrification

a) dénitrification				
WFPS_d1	WFPS_d2	WFPS_d3	WFPS_d4	WFPS_d5
36,7	50	60	70	80
b) nitrification				
WFPS_n1	WFPS_n2	WFPS_n3	WFPS_n4	WFPS_n5
19,8	25,9	32,1	37,1	45,7

Tableau 4.2 : Concentrations en N minéral des sols provenant des parcelles SCV et OFF au moment de la mise en place de l'expérience de nitrification ; moyenne des 3 répétitions (écart type)

traitement	Avant préincubation (mg kg^{-1} N)		Fin préincubation (mg kg^{-1} N)	
	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$
SCV	3,79 (*0,029*)	20,10 (*0,055*)	394 (*4*)	21,64 (*0,17*)
OFF	2,63 (*0,055*)	11,80 (*0,068*)	420 (*18*)	12,58 (*0,03*)

A 2 2 Protocole expérimental pour la nitrification

L'objectif de cette étude est de déterminer, en conditions de NH_4^+ non limitant, la cinétique de nitrification en fonction du WFPS (Tableau 4.1 b) afin de caractériser le potentiel de nitrification et de renseigner la relation WFPS-Nitrification.

Cette expérience s'appuie sur 2 échantillons composites constitués à parts égales des échantillons de sol (0-10 cm) prélevés sur SCV11 et SCV15 pour le traitement SCV et OFF21 et OFF24 pour le traitement OFF.

Pour favoriser la reprise de l'activité microbienne, 1500 g de sol (tamisé à 2 mm) humidifiés par 75 ml d'eau distillée sont placés en préincubation pendant 4 jours à 28°C. On distribue ensuite 10,50 g de sol préhumidifié (10,0 g de sol sec) dans des godets cylindriques de diamètre 1,96 cm et hauteur 3,8 cm. Le sol est tassé à la densité apparente des traitements (1,27 pour SCV et 1,25 pour OFF).

Le dosage initial des traitements permet de connaître la concentration en N minéral sous SCV ou OFF au moment de la mise en place de l'expérience (Tableau 4.2). Ces résultats sont indicateurs d'un début de reprise des activités minéralisatrices et nitrifiantes du sol placé dans des conditions d'incubations malgré tout très sèches mais imposées par la variabilité que l'on souhaite introduire dans la suite de l'expérience.

L'apport de NH_4^+ non limitant est fait sous forme de $(NH_4)_2SO_4$ à la dose de 400 mg N kg^{-1} de sol sec (Garrido *et al.*, 2002) .

Les durées d'incubation sont de 1 ; 2 ; 4 ; 7 ; 9 et 11 jours à 28°C après la fin de la préincubation. A chaque date, les teneurs en $N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$ sont déterminées par colorimétrie automatique à flux continu (cf A 2 1 1).

La vérification des humidités faite au moment de l'extraction de l'azote minéral en fin d'expérience montre une évolution négligeable au cours du temps par rapport aux conditions fixées à l'origine.

Chaque traitement est répété trois fois et une série d'échantillons est placée dans des flacons sérums de 125 ml pour vérifier, en fin d'incubation, l'éventualité de pertes de nitrates par dénitrification : les dosages de N_2O ont été effectués en fin d'expérience selon le protocole décrit en A 2 1 1.

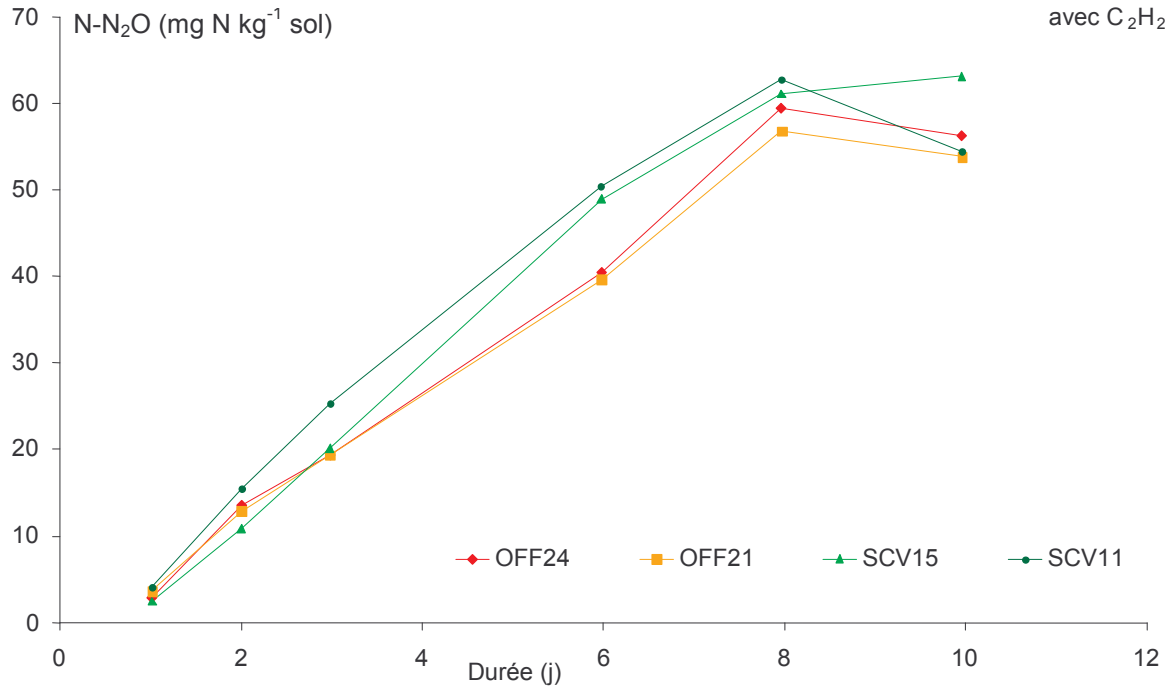


Figure 4.4 : Emissions de N_2O en conditions de dénitrification potentielle

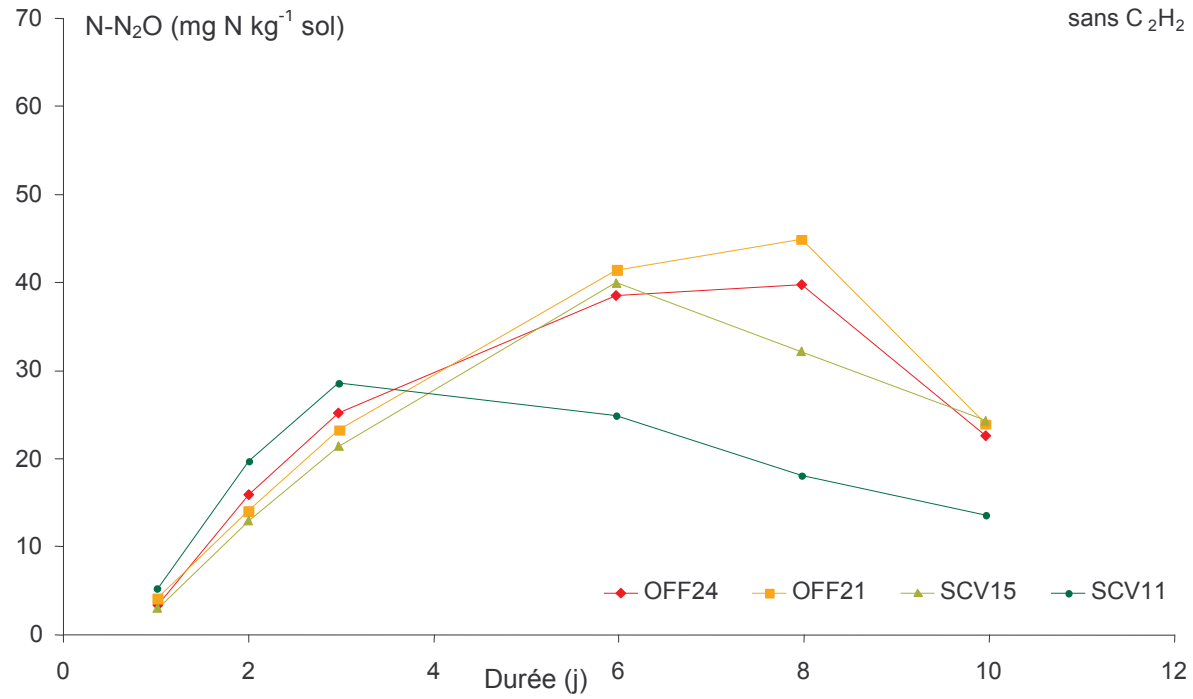


Figure 4.5 : Emissions de N_2O en conditions « réelles »

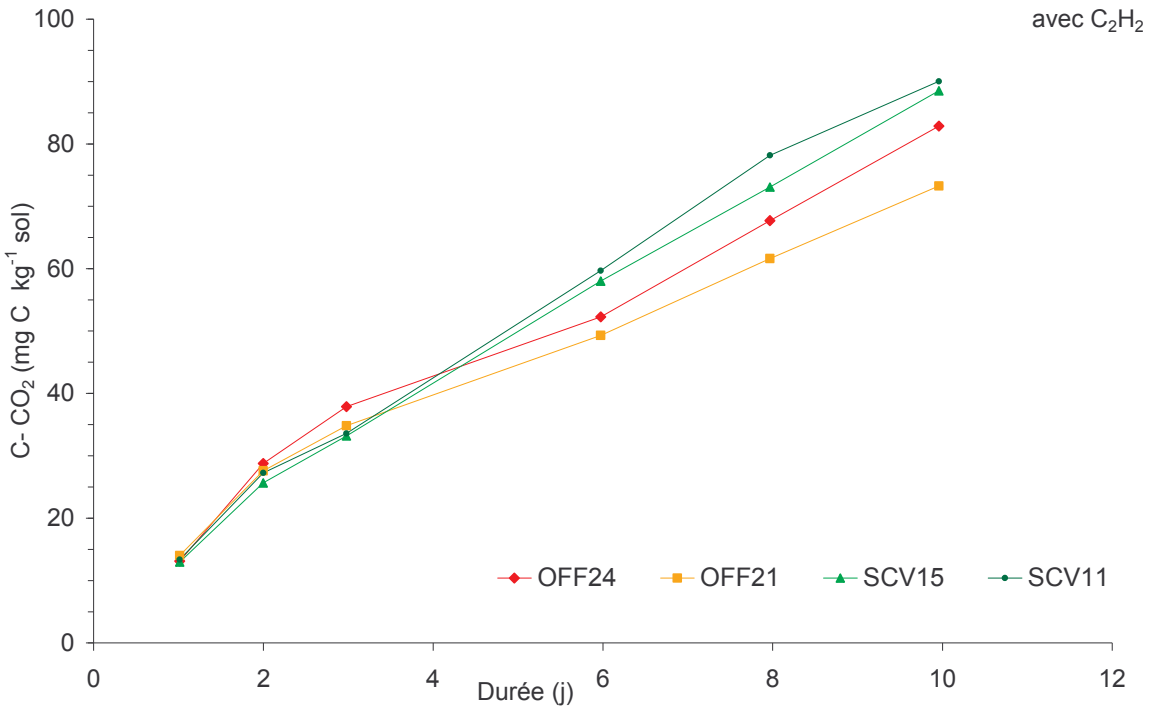


Figure 4.6 : Dégagement de CO_2 en conditions de dénitrification potentielle

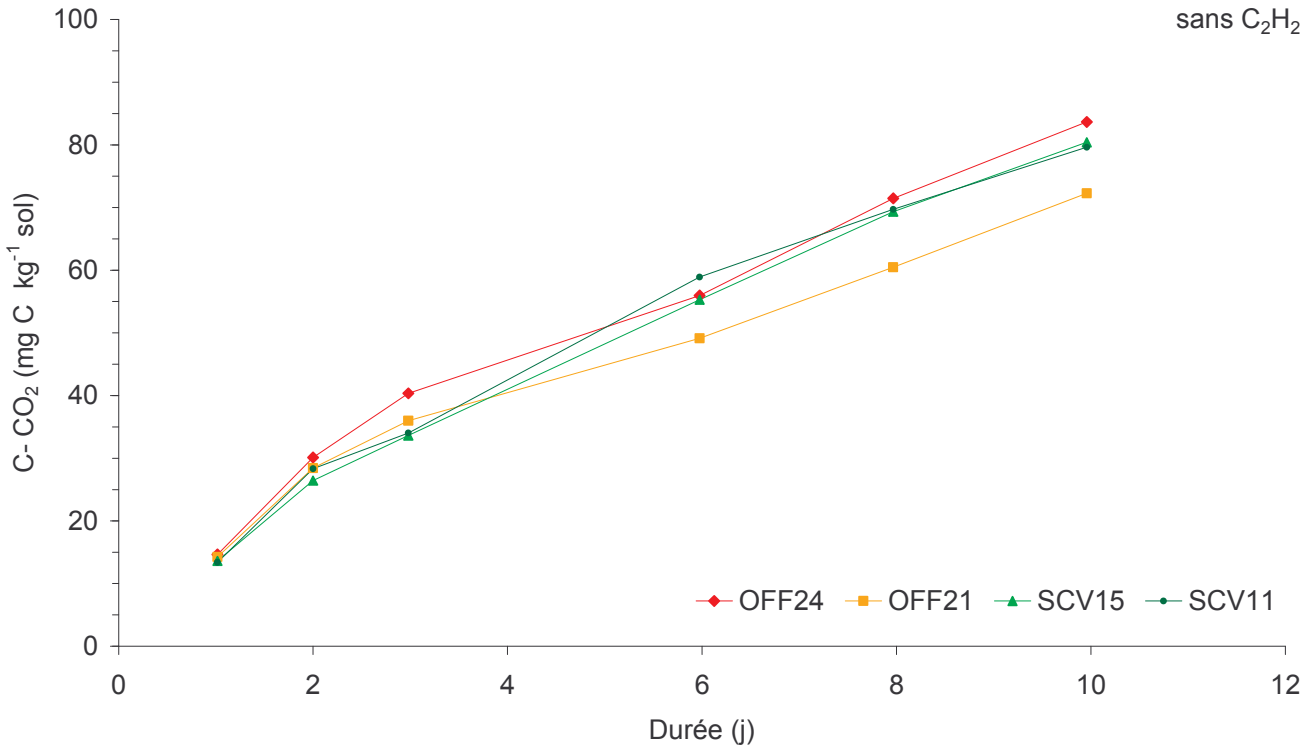


Figure 4.7 : Dégagement de CO_2 en conditions de dénitrification « réelles »

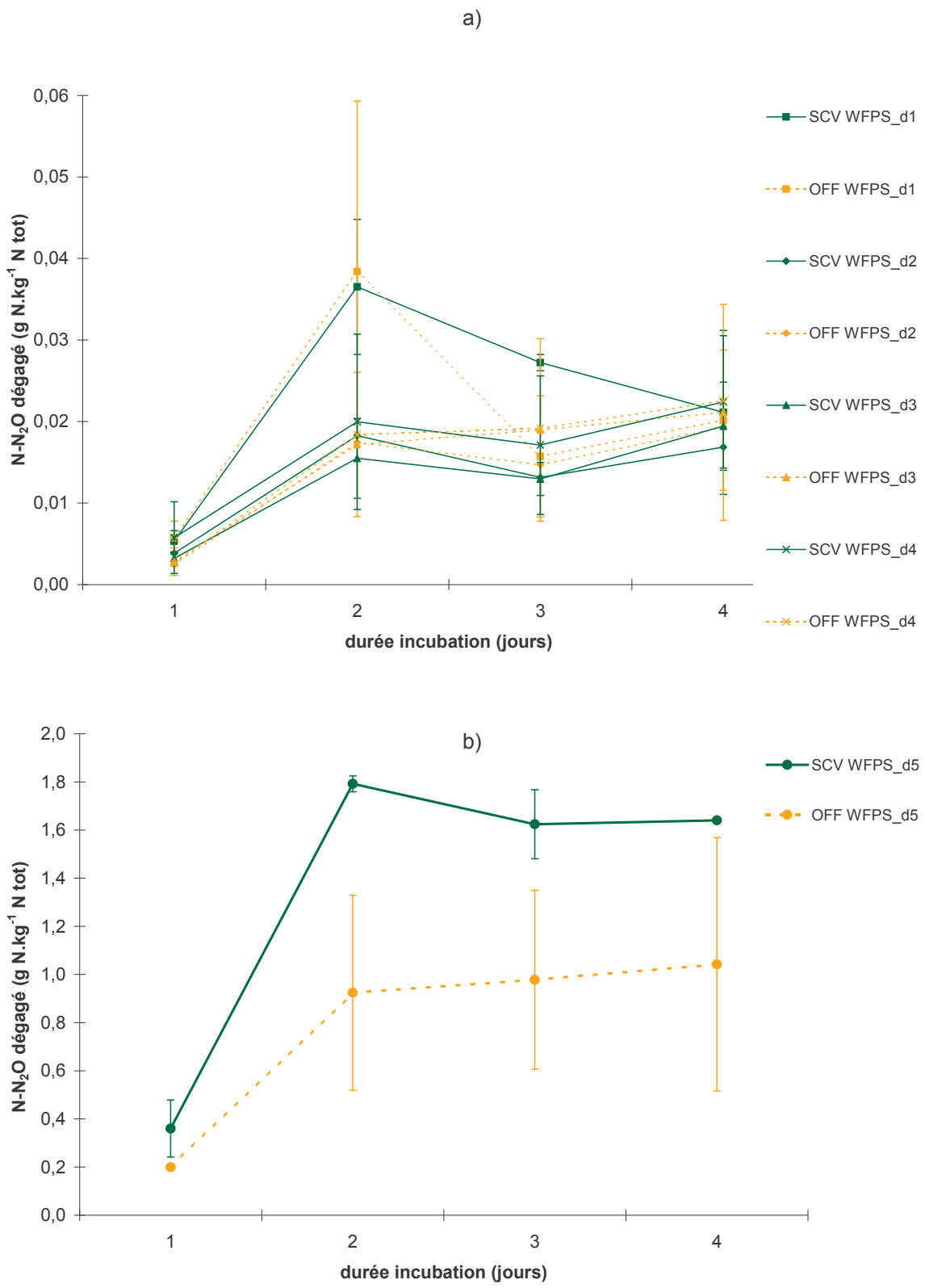


Figure 4.8 : Emissions de N_2O (g N-N_2O.kg^{-1} N tot) en condition de NO_3^- non limitant sous 5 humidités différentes : a) résultats pour WFPS_d1 à WFPS_d4 ; b) résultat pour WFPS_d5

A 3 Résultats

A 3 1 Dénitrification en conditions potentielles et réelles

A 3 1 1 Le potentiel de dénitrification

Pour l'ensemble des traitements, le dégagement de N_2O est linéaire sur les 8 premiers jours (Figure 4.4) puis se stabilise au niveau de la quantité de N introduite en début d'expérience soit environ 50 mg $N.kg^{-1}$ sol. Après le 8ème jour, NO_3^- introduit a été complètement dénitrifié comme l'a confirmé le dosage de l'azote minéral des échantillons (résultats non présentés). Le potentiel de dénitrification (Dp) peut donc être estimé à partir de la pente de la courbe sur les 8 premiers jours (Tableau 4.3). Dp est légèrement mais significativement supérieur pour SCV par rapport à OFF.

Les émissions de N_2O en conditions réelles (incubation sans introduction préalable de C_2H_2) sont présentées sur la figure 4.5. Les quantités totales de N_2O émises sont inférieures à celles de la figure 4.4, ce qui correspond bien à une réduction du N_2O en N_2 ; on observe que la capacité de ce sol à réduire N_2O en N_2 est plus forte sous SCV (particulièrement pour SCV11) que sous OFF (Figure 4.5).

Le CO_2 dégagé pendant les incubations renseigne sur la minéralisation de la matière organique (MO) associée à l'activité dénitrifiante de la biomasse microbienne. Les figures 4.6 et 4.7 montrent des dynamiques de CO_2 pratiquement linéaires pendant l'ensemble de l'expérience : le carbone (C) n'est donc pas un facteur limitant.

A 3 1 2 Humidité et dénitrification

La figure 4.8 représente, en fonction du WFPS, le cumul de N_2O dégagé, en conditions NO_3^- non limitant..

La quantité de N_2O mesurée est la résultante de plusieurs mécanismes :

(i) la dénitrification, pour des WFPS élevés,

(ii) la production de N_2O, au cours de la nitrification lors de la minéralisation de la MO,

(iii) la réduction partielle (si elle existe) de N_2O, provenant de différentes sources, en N_2. Ceci pourrait expliquer les valeurs un peu plus faibles pour la mesure à 3 jours, à moins qu'il ne s'agisse simplement de la fluctuation analytique.

En fait, la figure 4.8 met en évidence que la dénitrification ne se produit que pour WFPS_d5 (fig. 4.8b) pour lequel la quantité dégagée pendant les 4 jours d'incubation est 30 fois supérieure à celles dégagées sous les quatre autres conditions hydriques WFPS_d1 à WFPS_d4. Pour le sol étudié, WFPS égal à 70 % représente donc le seuil au delà duquel une dénitrification peut avoir lieu.

Tableau 4.3 : Estimation des dénitrification potentielles Dp (moyenne et écart-type) en g N-$N_2O.ha^{-1}.jour^{-1}$

Traitement	SCV	OFF
Dp	1072	987
(ET)	(0,4)	(34,9)

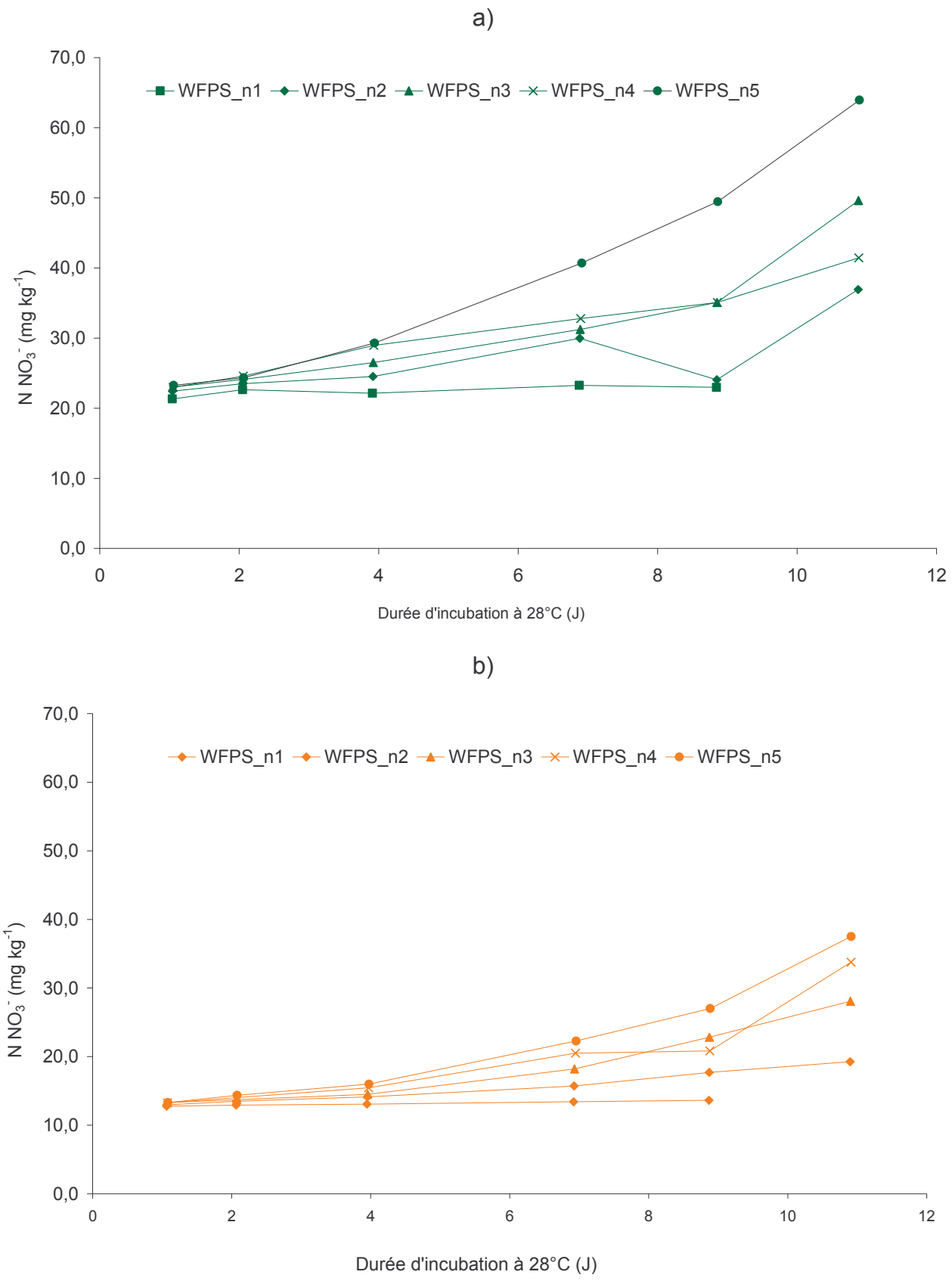


Figure 4.9 : Evolution de la nitrification en conditions d'ammonium non limitant pour les traitements SCV (a) et OFF (b) pour différentes WFPS

A 3 2 Nitrification

A 3 2 1 Le potentiel de nitrification

Conformément à Garrido *et al*. (2002), les estimations des taux de nitrification sont basées sur le suivi de l'apparition de NO_3^-.

Dans nos conditions expérimentales, la vitesse de nitrification ne peut être considérée comme constante (Figure 4.9 a,b) mais comme dépendante de la durée d'incubation ce qui correspondrait à une phase de croissance exponentielle de la population de bactéries nitrifiantes. On observe aussi que la vitesse d'accroissement dépend fortement du facteur WFPS.

Dans la limite de la durée de l'expérience, l'ajustement de la nitrification nette à une fonction exponentielle de type $N = N_0 e^{kt}$ est possible, avec N_0 la valeur initiale de la teneur en azote nitrique du sol et k la constante de temps (Tableau 4.4).

La figure 4.10 montre qu'il existe une relation étroite entre WFPS et la constante de temps k de la nitrification, et que cette relation est, dans un premier temps, indépendante du type de parcelle considéré (SCV ou OFF).

On peut, en première approximation, malgré le nombre limité de points dont on dispose, et pour l'étendue des humidités couvertes (qui ne concernent que le « domaine » aérobie de la nitrification), ajuster la relation k = f(WFPS) à une fonction quadratique. Cette fonction permet d'identifier un seuil minimum d'humidité en deçà duquel la nitrification est inexistante (WFPS ~ 19%) et un seuil maximum pour des valeurs de WFPS proches de 45% et correspondant à une valeur maximum de la constante k de 0,106 j^{-1}.

A 3 2 2 Humidité et nitrification

L'effet de WFPS pris ici comme variable sur la nitrification nette est montré sur les figures 4.9 a (SCV) et 4.9 b (OFF).

La variabilité associée à ces mesures est toujours inférieure à 2% . En dehors des deux anomalies constituées par les observations faites à 9 jours pour les traitements WFPS_n2 SCV et WFPS_n4 OFF, l'évolution de la nitrification est régulière et l'effet des conditions d'humidité est très important. Les quantités nitrifiées augmentent avec le WFPS dans la gamme étudiée. La nitrification est quasi nulle pour le traitement WFPS_n1 mais importante pour WFPS_n5 correspondant à 47,5 % humidité.

Les valeurs de nitrification potentielle présentées au Tableau 4.5 sont estimées à partir des moyennes des nitrifications mesurées sous les différentes conditions d'humidité WFPS_n1 à WFPS_n5. Ceci explique les valeurs particulièrement élevées des écart-types associés.

Tableau 4.4 : Caractéristiques de l'ajustement à une fonction exponentielle $N = N_0\ e^{kt}$ de la cinétique de N nitrique au cours de l'incubation

Traitement	SCV				OFF			
WFPS	N_0	k	Erreur type	R_2	N_0	k	Erreur type	R^2
WFPS_n1	21,652	0,00808	0,4726	0,830	12,644	0,00863	0,0456	0,995
WFPS_n2	21,209	0,04094	3,4638	0,816	12,332	0,03981	0,3266	0,993
WFPS_n3	20,081	0,07541	2,9595	0,961	11,496	0,07831	1,1757	0,983
WFPS_n4	20,810	0,08793	1,8516	0,991	11,148	0,09211	2,635	0,947
WFPS_n5	20,026	0,10481	1,2674	0,997	11,133	0,10699	1,5126	0,989

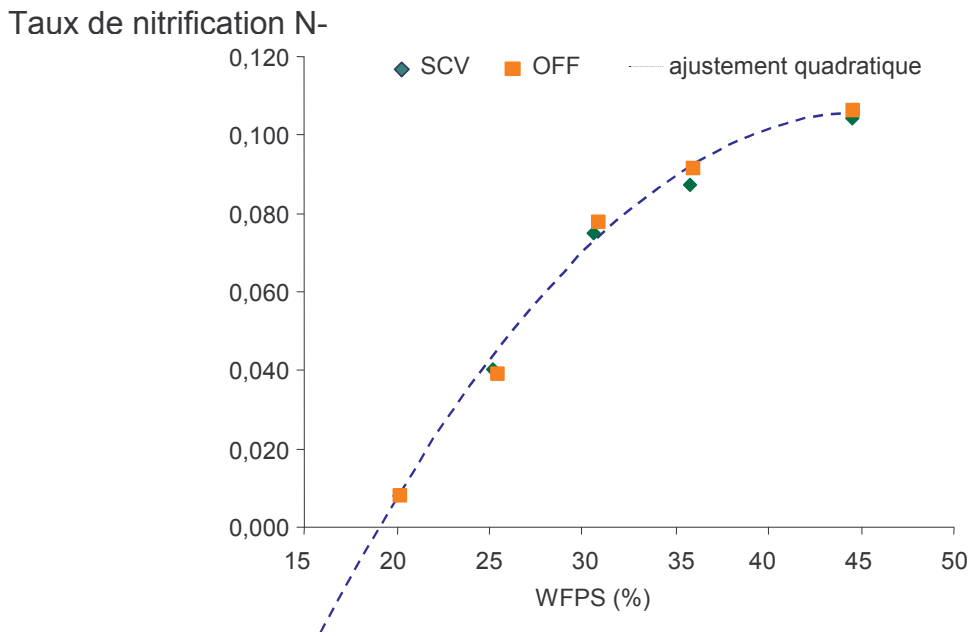


Figure 4.10 : Relation la constante de temps de la nitrification et le WFPS

Tableau 4.5 : WFPS et taux de nitrification pour SCV et OFF

Traitement		SCV	OFF
	WFPS (%)	mg $N\text{-}NO_3^-.kg^{-1}$ sol.jour^{-1}	mg $N\text{-}NO_3^-.kg^{-1}$ sol.jour^{-1}
WFPS_n1	20,7	0,211	0,100
WFPS_n2	25,7	0,700	0,395
WFPS_n3	30,2	1,219	0,418
WFPS_n4	35,6	1,677	0,756
WFPS_n5	44,0	2,159	0,923

A 4 Discussion

Les résultats des mesures de N_2O et CH_4 au champ (chapitre III section B) ont mis en évidence des émissions de faibles quantités et fortement dispersées. Les mesures au laboratoire sont raisonnées dans le but d'éclairer les données de terrain, mais aussi dans l'optique de calibrer un modèle d'émission de N_2O (Chapitre IV B).

En première lecture (Tableau 4.6), nous remarquons des potentialités de dénitrification sensiblement, mais non significativement, plus élevés pour SCV (1,072 kg $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.an^{-1}$) que pour OFF (0,987 kg $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.an^{-1}$). Ces résultats sont en accord avec des travaux réalisés sur des sols malgaches à partir de systèmes avec et sans travail du sol (Lardy-Chapuis, résultats non publiés). Ces valeurs potentielles ne peuvent faire l'objet d'une interprétation directe car l'ensemble de la variabilité spatiale et temporelle n'a probablement pas été couvert.

D'autre part, les dégagements de CO_2 (Figure 4.4) associés à ceux de N_2O (Figure 4.6) ont confirmé les mesures de teneurs en gaz dans le sol au champ et illustrent l'existence d'une forte corrélation entre teneur en CO_2 et teneur en N_2O à 10 cm de profondeur (Figure 3.22). En effet, pour la dénitrification, le carbone organique (ou la MO) joue un rôle clé en stimulant l'activité microbienne, donc le dégagement de CO_2, et la création de sites d'anaérobie. Ainsi, en conditions favorables, la cinétique de dénitrification dans le sol suit celle de la minéralisation du carbone et permet ainsi de définir une quantité d'azote potentiellement dénitrifiable en relation avec le carbone minéralisable (Germon *et al*., 1983).

En conditions de dénitrification réelle, la figure 4.8 exprime la quantité de N_2O dégagé en g N.kg N total pour différents WFPS. Pour le sol étudié, WFPS égal à 70 % représente le seuil au delà duquel une dénitrification peut avoir lieu, ce qui est légèrement supérieur à la valeur communément utilisée voisine de 60%, (62 % pour Hénault *et al.*, 2005) mais reste toutefois dans la gamme des valeurs citées dans la littérature : 0,6 selon Grundman et Rolston (1987) à 0,8 pour Rolston *et al.* (1984).

La plupart des taux de dénitrification des sols forestiers reportés dans la littérature sont relativement bas : plus de la moitié sont inférieurs à 1 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$ avec une moyenne de 1,9 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$ (Tableau 4.6). Les taux de dénitrification ont tendance à être supérieurs dans les sols cultivés puisque Barton *et al.* (1999) dénombrent plus de 85% de taux supérieurs à 1 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$, avec une moyenne égale à 13 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$, de très grandes variations *in situ* (de 0 à 239 kg N. $ha^{-1}.an^{-1}$), et les valeurs les plus élevées pour les parcelles irriguées et largement fertilisées (Parry *et al.*, 1999).

Dans le cas de notre étude, l'apport en N par fertilisation au champ se fait sous forme d'urée, et, dans ces conditions, la contribution des bactéries nitrifiantes aux émissions de N_2O peut être comparable à la contribution de la dénitrification (Bremmer, 1997).

Conformément à Garrido *et al*. (2002), les estimations des taux de nitrification sont basées sur le suivi de l'apparition de NO_3^- en conditions NH_4^+ non limitant pour différents WFPS. La valeur maximale du taux de nitrification est obtenue pour un WFPS proche de 45 % ce qui est en dessous de la valeur annoncée par Linn et Doran (1984) qui supposent que la nitrification est active pour WFPS compris entre 10 et 80% avec un maximum d'activité à 60%. Par ailleurs, nous notons ici que la valeur maximum des WFPS testés pour la nitrification est nettement inférieure au seuil de 60% de WFPS donné dans la littérature comme la seuil d'apparition du processus de dénitrification.

Nous observons des potentiels de nitrification significativement plus élevés pour SCV (1,52 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$) que pour OFF (0,65 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$). La quantité d'azote minéral NO_3^- initialement présent peut influencer ce résultat (tableau 4.4). De plus, il est probable que la biomasse microbienne (agent de dénitrification ou de nitrification) soit plus développée sous systèmes SCV que sous OFF (cf Chapitre I). Garrido *et al.* (2002) utilisent une gamme de taux de nitrification en conditions tempérées et de laboratoire comprises entre 1 et 24 kg $N.ha^{-1}.jour^{-1}$. Là encore, les valeurs obtenues au laboratoire pour le sol des *Cerrado*s testé sont dans la fourchette basse des valeurs référencées par la littérature.

Nous pouvons donc caractériser le sol étudié comme peu émetteur de N_2O même en conditions optimales. Cette première information permet de valider les conclusions du chapitre III relatives aux très faibles émissions de N_2O mesurées au champ.

Tableau 4.6 : Potentialités des sols à émettre de N_2O par dénitrification et nitrification. Moyenne (écart-type)

source	traitement	potentiel de dénitrification kg $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.jour^{-1}$	potentiel de nitrification $kg.N.ha^{-1}.jour^{-1}$
cette étude	SCV	1,072 (0,0004)	1,515 (0,970)
	OFF	0,987 (0,0349)	0,648 (0,405)
Barton *et al.*, (1999)	Sols forestiers	1,9	
	Sols cultivés	13	
Garrido *et al.,* (2002)	Sols cultivés		1-24

B Simulation des émissions de N_2O *in situ*

B 1 Introduction

Face à la difficulté de mesurer les émissions de GES à la surface du sol ou leur concentration dans le sol, beaucoup de scientifiques ont étudié la possibilité de construire des modèles afin de mieux prédire les émissions. Différents modèles de simulation des émissions de N_2O existent dans la littérature. Ils appartiennent aux deux grandes classes de modèles : ceux, dits mécanistes, qui aident à la représentation des connaissances et ceux, le plus souvent empiriques, qui aident à la décision. Les objectifs de ces modèles sont variés mais peuvent se résumer en trois catégories (Khalil, 2003) :

(i) tester des hypothèses sur les processus générant les émissions, en analysant les écarts entre données expérimentales et données simulées ;

(ii) réaliser des études de scénarios pour évaluer le poids de variables ou de leurs interactions dans les émissions de N_2O ;

(iii) mettre au point des outils d'interpolation plus élaborés que des outils purement statistiques pour passer de données d'émissions acquises ponctuellement à des données distribuées dans le temps et l'espace.

Les émissions de N_2O dans les sols ont été principalement attribuées à la dénitrification biologique, c'est à dire au processus de réduction de NO_3^- en N_2, pouvant être accompagnée d'une proportion variable de N_2O. De manière globale, une estimation américaine considérait que 5 à 10% de l'azote dénitrifié était émis sous forme de N_2O (Smith et Arah, 1990). D'autres travaux (Aulakh *et al*., 1992) ont souligné la grande variabilité de cette proportion (0 à 100%), sans proposer une valeur guide. Dans tous les cas, il apparaît que l'usage des fertilisants azotés est la principale source d'émission (Smith et Arah, 1992).

Mais, on sait aussi que l'oxydation de l'ammonium lors de la nitrification s'accompagne d'une production de N_2O (Bremner et Blackmer, 1981), et accessoirement de NO. Des relations quantitatives ont pu être établies entre l'activité nitrifiante et l'intensité de ces émissions. Garrido *et al*. (2002) montrent que la proportion d'azote nitrifié émise sous forme de N_2O peut varier de 0,1% à 1% : il n'y aurait donc pas une proportion moyenne généralisable. En outre, la littérature (Bowman, 1998) indique que si, les émissions de N_2O dans les sols de régions tempérées sont essentiellement dues à la dénitrification, sous climat tropical, elles seraient dues à la fois à la nitrification et la dénitrification.

D'après Khalil (2003), les modèles empiriques de simulation de la dénitrification et des émissions de N_2O utilisent des corrélations établies à de grandes échelles d'espace et de temps (parcelle agricole, année culturale), et, dans des conditions d'expérimentation nécessairement restreintes (compte tenu de la lourdeur des expérimentations au champ). Ces modèles ne cherchent pas à décrire les processus élémentaires de la dénitrification et de la nitrification mais à en rendre compte en considérant les principaux facteurs (directs ou indirects) qui les affectent et qui ont été identifiés empiriquement à l'aide de corrélations. Les modèles empiriques prennent en compte les effets moyens de ces facteurs mais négligent de ce fait leurs distributions spatiales et temporelles. Ils ne sont généralement pas extrapolables à d'autres situations que celles sur lesquelles ils ont été calibrés. Les modélisateurs s'accordent pour considérer que la dénitrification, et plus récemment la nitrification (vue comme source de N_2O) peuvent être représentées par le produit de *n* fonctions décrivant l'effet

individuel de chacun des *n* facteurs (teneur en eau, NO_3^-, MO, température, pH, etc.) (Hénault *et al*., 2005). Ainsi, le modèle de Rolston *et al.* (1978) décrit le taux de dénitrification comme une multiplication des fonctions teneur en eau, température et concentration en NO_3^-. Parton *et al.* (1987, 1996) ont développé un modèle prédictif des émissions de N_2O par les sols (NGAS). Ce modèle tient compte de la texture du sol, de la température, de la teneur en eau du sol, de la disponibilité en azote (N) et de la respiration du sol. Hénault et Germon (2000) ont amélioré le modèle de Rolston, sous la forme du modèle NEMIS[14], en le complétant par une fonction liée à la vitesse de dénitrification, et décrite par une cinétique de Michaelis-Menten. Cette fonction prend en compte la disponibilité du carbone (C). Et, très récemment, Hénault *et al.* (2005) ont amélioré le modèle NEMIS en incluant, dans la nouvelle version appelée NOE, la partie des émissions de N_2O dues à la nitrification.

L'objectif de ce travail est de quantifier et comparer les effets de deux traitements (SCV et OFF) sur les émissions de N_2O à l'échelle du cycle cultural. Pour parvenir à cet objectif nous avons recours à la modélisation car l'analyse des mesures discrètes s'est révélée insuffisante. L'hypothèse retenue est que l'approche plus intégrée que permet la modélisation, et en particulier le fait qu'un modèle puisse simuler les variables en continu (notamment lors des conditions d'humidité extrêmes), doit fournir une estimation plus juste des émissions de N_2O.

Nous avons retenu le modèle NOE de Hénault *et al.* (2005) pour simuler les émissions de N_2O. Celui-ci requiert comme données d'entrée , la température, l'humidité, la structure et les teneurs en C et N du sol. Le modèle NOE exprime les émissions de N_2O comme la somme des émissions associées à la nitrification (N_2O dénit) et des émissions associées à la dénitrification (N_2O nit) :

N_2O total = N_2O dénit + N_2O nit

N_2O dénit est renseigné par le modèle NEMIS. NEMIS, au plan expérimental, est basé sur la mesure des vitesses de dénitrification à partir d'échantillons de sol non remaniés mis en conditions variables de taux de saturation en eau et de teneurs en nitrates. L'équation de base est une combinaison multiplicative entre une vitesse potentielle de dénitrification mesurée dans des conditions standardisées et des fonctions sans dimension de la teneur en nitrates, du taux de saturation en eau et de la température du sol. NEMIS est facile à mettre en œuvre car le jeu de données à acquérir est relativement simple. Sa principale limite est sa grande sensibilité au taux de saturation en eau du sol à partir duquel le processus de dénitrification commence à fonctionner. Or, dans le cas de notre étude, le paramètre déterminant des émissions de N_2O le moins bien estimé expérimentalement est justement la teneur en eau du sol. En effet, dans les systèmes étudiés, les variations intra-annuelles de température sont faibles, les sols présentent une structure stable, les teneurs en C sont quasiment stables à l'échelle du cycle cultural, et les teneurs en N minéral sont suivies régulièrement. En revanche, la teneur en eau du sol est éminemment variable avec des maxima rarement mesurés et pouvant être atteints sur de courtes durées. Afin d'éviter le biais d'une mauvaise (ou l'absence d') estimation de la teneur en eau du sol, nous avons utilisé le modèle PASTIS pour reconstituer à un pas de temps horaire l'humidité du sol afin d'améliorer la qualité d'estimation des émissions par NOE (partie dénitrification NEMIS), tout au long du cycle de culture.

N_2O nit est estimé à partir du taux de nitrification réelle affecté d'une fonction permettant d'accéder à N_2O émis au cours du processus de nitrification.

[14] NEMIS: Nitrous oxide EMissions In Soils

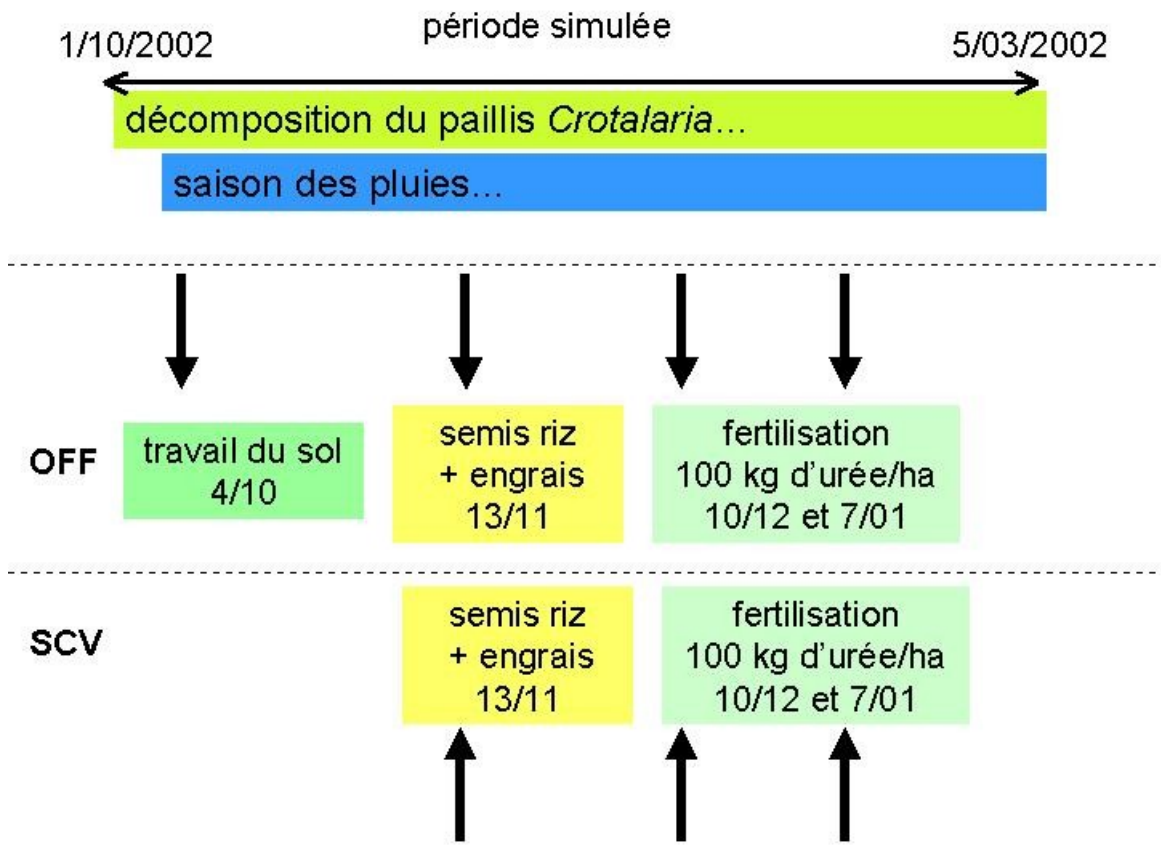


Figure 4.11 : Période simulée et cycle cultural pour les systèmes SCV et OFF

Ce sous-chapitre est organisé en 2 parties, d'abord un calage du modèle NOE, suivi d'une confrontation des flux de N_2O simulés aux mesures réalisées *in situ*.

B 2 Matériel et méthodes

B 2 1 Période simulée

La figure 4.11 présente la période simulée qui s'étend du 1er octobre 2002 (jour 274, début de la saison des pluies) au 5 mars 2003 (jour 429, fin de croissance de la plante) ainsi que les conditions agronomiques pouvant influer sur les dégagements de N_2O pendant cette période.

B 2 2 Obtention de N_2O dénit

L'émission de N_2O par dénitrification ne représente qu'une fraction de la dénitrification totale D_A correspondant à la somme des émissions de N_2O et N_2. D_A est simulée selon Garrido et *al.* (2002) par l'équation :

$$N_2O \text{ dénit} = r_{max}\, D_A$$

avec r_{max} : rapport maximal entre le N_2O accumulé et NO_3^- dénitrifié, en condition d'incubation anaérobique.

D_A est calculé par le modèle NEMIS selon l'équation:

$$D_A = D_P\, F_N\, F_W\, F_T$$

avec D_A : taux de dénitrification estimé (mg $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.jour^{-1}$),

D_P : taux de dénitrification potentielle, mesuré en laboratoire ,

F_N : fonction nitrates du sol (sans dimension), calculée à partir des teneurs en NO_3^- mesurées au champ,

F_W : fonction taux de saturation des pores (sans dimension), calculée à partir de WFPS et de la densité apparente Da

F_T : fonction température (sans dimension), calculée à partir des mesures au champ.

Les équations de F_N , F_W et F_T sont :

- $$F_N = \frac{[NO_3^-]}{(Km1 + [NO_3^-])}$$

avec $[NO_3^-]$ concentration en nitrates pour l'horizon 0-10 cm,

$Km1$ constante fixée à 22 mg $N\text{-}NO_3^-.kg^{-1}$ sol dans les conditions définies par Hénault & Germon (2000).

- $$F_W = \left[\frac{WFPS - 0{,}62}{0{,}38}\right]^{Da}$$, pour $WFPS \geq 0{,}62$;

avec Da : densité apparente ($g.cm^{-3}$) de l'horizon de sol considéré

La condition $WFPS \geq 0.62$ revient à dire que $D_A = 0$ pour $WFPS < 0.62$.

<u>Remarque</u>

Une expérience caractérisant l'effet de l'humidité sur la dénitrification (section IV A, Figure 4.2) a mis en évidence un dégagement de N_2O à partir d'un seuil de $WFPS$ égal à 70%. Notons que dans la littérature, on trouve des valeurs seuil de 0,6 selon Grundman et Rolston (1987) ou 0,8 pour Rolston

et al. (1984). Nous proposons d'élever ici le seuil de dénitrification de la fonction *Fw* dans NEMIS à $WFPS$ =70%. La nouvelle fonction FW* se calcule donc par :

- $Fw^* = \left[\frac{WFPS - 0,7}{0,3}\right]^{Da}$

- $F_T = \exp\left[\frac{(T-11)\ \ln(89) - 9\ \ln(2,1)}{10}\right]$, si T<11 °C
- $F_T = \exp\left[\frac{(T-20)\ \ln\ (2,1)}{10}\right]$, si T >= 11°C

B 2 3 Obtention de N_2O nit

L'émission de N_2O par nitrification ne représente qu'une fraction de la nitrification totale N_A. Le modèle NOE considère qu'en conditions de dénitrification, N_2O produit par nitrification est dénitrifié au même taux (r_{max}) que celui produit par dénitrification.

Selon Hénault et *al.* (2005), l'équation générale mise en œuvre est :

$$N_2O\ nit = N_A\ r_{max}\ z$$

avec N_A taux réel de nitrification (kg $N.ha^{-1}.jour^{-1}$),

avec z proportion d'azote nitrifié émise sous forme de N_2O et mesurée en laboratoire,

avec r_{max} rapport maximal entre N_2O accumulé et NO_3^- dénitrifié en condition d'incubation anaérobique.

pour $WFPS$ < 0,7, il n'y a pas de dénitrification donc r_{max}= 1 soit :

$N_2O\ nit = N_A\ z$

pour 0,7≤ $WFPS$ <0,8,

$N_2O\ nit = N_A\ r_{max}\ z$

pour des valeurs de $WFPS$ <0.8, N_A est calculé par :

$$N_A = N_W N_{NH4} N_T,$$

avec N_W fonction de réponse de la nitrification à la teneur en eau (kg $N.ha^{-1}.jour^{-1}$), déterminée en laboratoire,

N_{NH4} fonction de réponse de la nitrification à la teneur en ammonium, calculée à partir des mesures au champ,

N_T fonction de réponse de la nitrification à la température, calculée à partir des mesures au champ

pour des valeurs de $WFPS$ >0,8 ,

N_A = 0 soit N_2O nit = 0

Les équations de N_W , N_{NH4}, et N_T sont :

- $N_W = aWC+b$,

avec *a* et *b* respectivement pente et ordonnée à l'origine de la relation linéaire entre teneur en eau gravimétrique (WC) et taux de nitrification dans le sol. Cette relation est établie en laboratoire, d'après le protocole défini par Garrido et *al*. (2002).

- $N_{NH4} = \frac{[NH_4^+]}{(Km2 + [NH_4^+])}$

avec $[NH_4^+]$ concentration en ammonium dans l'horizon 0-10 cm,

$Km2$ constante fixée à 2,6 mg N-NH_4^+ kg^{-1} sol dans les conditions définies par Hénault *et al.* (2005).

- $N_T = F_T$

La fonction N_T de réponse de la nitrification à la température N_T est identique à la fonction F_T de NEMIS (cf B 2 1 1).

La figure 4.12 fait la synthèse, d'après le modèle NOE, de l'expression de l'émission de N_2O par dénitrification (N_2O dénit) et par nitrification (N_2O nit) en fonction de WFPS.

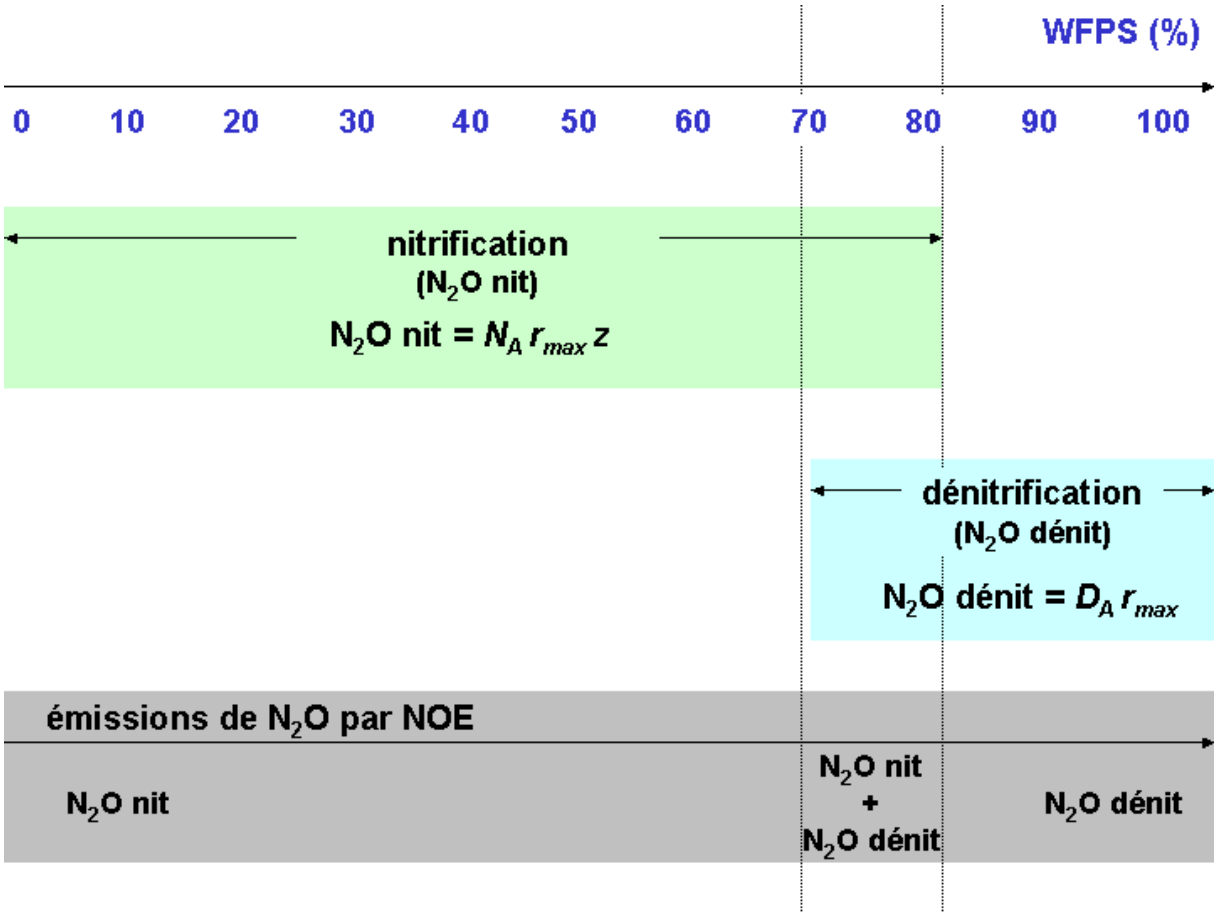


Figure 4.12 : Formalisme de NOE en fonction de WFPS

B 2 4 Simulation en continu de l'humidité du sol par le modèle PASTIS

B 2 4 1 Description du modèle PASTIS

Le modèle PASTIS est présenté ici de manière très simplifiée et résumée (pour plus de détails, voir Annexe 6).

Afin de déterminer WFPS à un pas de temps court tout au long du cycle de culture, nous avons reconstitué le signal de l'humidité de la couche supérieure du sol (0-10 cm et 10-30 cm). Pour cela, nous avons opté pour le modèle mécaniste monodimensionnel PASTIS (Lafolie, 1991) qui simule les transferts d'eau, d'azote (NO_3^- et NH_4^+) et de chaleur, ainsi que la transformation de la MO (module CANTIS) dans le sol au cours de la croissance de la plante et en présence éventuelle d'un paillis. Le modèle fournit à chaque pas de temps les teneurs en eau, le potentiel matriciel de l'eau, les concentrations en soluté et la température sur un profil vertical de sol structuré en couches horizontales homogènes. PASTIS a été testé et parfois transformé par plusieurs auteurs (Maraux, 1994 ; Bayard, 1995 ; Néel, 1996 ; Findeling, 2000 et Reyes, 2002). Signalons que Reyes (2002) a calibré les modules hydrique et azote de PASTIS sur le dispositif expérimental et les traitements de notre étude. Selon cet auteur, les simulations du fonctionnement hydrique de PASTIS sont tout à fait satisfaisantes pour les systèmes de culture SCV et OFF. Nous utiliserons donc, pour notre propre étude, le module flux hydrique issu de Reyes (2002) et qui inclut la présence d'un paillis pour SCV.

PASTIS a été appliqué à l'horizon 0-30 cm des deux traitements SCV et OFF. Les conditions à la limite supérieure, sont un forçage climatique et à la limite inférieure, les humidités gravimétriques mesurées. Les conditions initiales consistent en un profil d'humidité mesuré au champ le jour 274. Les sorties des simulations ont été réalisées pour les couches 0-10 cm et 10-30 cm.

Tableau 4.7 : Valeurs des paramètres hydrodynamiques utilisés pour les 2 traitements SCV et OFF

Ks est la conductivité hydraulique à saturation(m s^{-1}), *θr*, *θs* sont les humidités du sol résiduelle et à saturation (m) respectivement.

Traitement	Horizon (cm)	*Ks** ($cm.h^{-1}$)	*θs* * $m^3.m^{-3}$	*θr* $m^3.m^{-3}$
SCV	0-10	16,96	0,50	0,1557
	10-30	1,86	0,41	0,18
OFF	0-10	10,62	0,45	0,16
	10-30	1,86	0,4271	0,18

* *déterminé par la méthode Beer-Kan, adapté de Reyes (2002)*

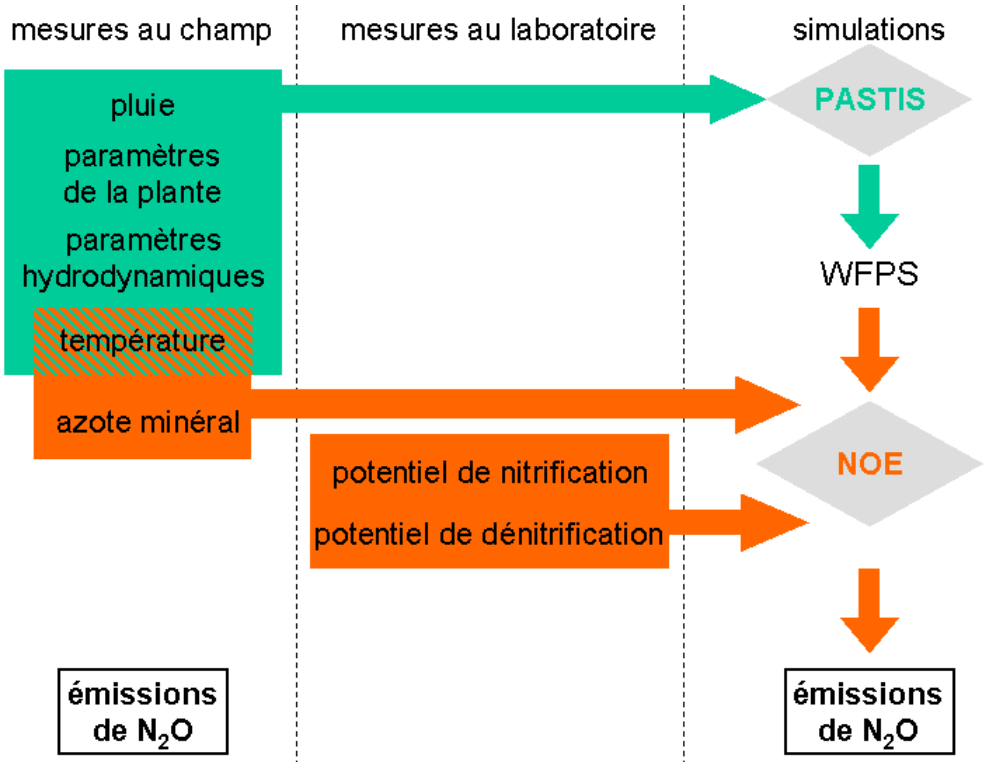


Figure 4.13 : Comparaison des méthodes d'étude des émissions de N_2O par les mesures de terrain ou par la modélisation

B 2 4 2 Procédure de calage du modèle PASTIS

Pour reconstituer au mieux le signal d'humidité du sol, la méthode retenue a consisté à optimiser les sorties du module hydrique de PASTIS en ajustant certains paramètres de façon à reproduire au mieux les mesures ponctuelles réalisées sur le terrain. Nous avons ajusté les paramètres hydrodynamiques ainsi que ceux concernant la croissance de la plante (LAI, profil racinaire). La méthode retenue pour l'identification des paramètres optimaux est la suivante :

(i) utilisation du jeu de données sur l'ensemble du parcellaire expérimentale, notamment le travail de Reyes (2002),

(ii) jeu de données complété par des données acquises sur la période concernée dans le cas de cette thèse,

(iii) ajustement des paramètres de PASTIS,

(iv) contrôle *a posteriori* de la cohérence des paramètres par comparaison avec la gamme de variation obtenue pour ces paramètres par Reyes (2002).

Pour estimer la qualité des simulations des flux hydriques, nous avons utilisé un critère d'efficience EFF, basé sur la comparaison des teneurs en eau du sol simulées et mesurées pour les différents horizons étudiés :

$$EFF = 1 - \frac{\sum_{i}^{n} (x_{sim,i} - x_{mes,i})^2}{\sum_{i}^{n} (\bar{x}_{moy} - x_{mes,i})^2} \qquad \text{Eq [4.1]}$$

Avec $x_{sim,i}$ simulation à i de la teneur en eau du sol,

$x_{mes,i}$. mesure à i de la teneur en eau du sol,

$\bar{x}_{moy}$ moyenne des $x_{mes,i}$

L'efficience est d'autant meilleure que EFF est proche de 1.

Les paramètres finalement retenus dans PASTIS pour l'utilisation du module hydrique sont présentés dans le tableau 4.7.

Enfin, la figure 4.13 présente l'articulation entre les sorties du modèle PASTIS (WFPS) et le renseignement du modèle NOE au niveau du module hydrique (fonction F_W).

B 3 Résultats

B 3 1 Acquisition des paramètres pour la simulation des émissions de N_2O

L'utilisation du modèle NOE suppose entre autres, la connaissance fine de la teneur en eau dans le sol et la détermination de plusieurs coefficients déterminés en conditions de laboratoire selon les protocoles de Garrido *et al*. (2002), Hénault et Germon (2000) et Hénault *et al*. (2005), et adaptés à nos situations[15] :

(i) r_{max} correspond au ration maximum entre N dénitrifié et N_2O émis, utilisé dans le module dénitrification (NEMIS)

(ii) *a* et *b* dans le module «nitrification » correspondent respectivement à la pente et à l'ordonnée à l'origine de la relation linéaire entre nitrification et teneur en eau gravimétrique du sol, sur la base d'une incubation de 9 jours,

(iii) *z* correspond à la quantité de N nitrifié (estimé à travers la production de NO_3^-) émis sous forme de N_2O, sur la base d'une incubation de 9 jours,

B 3 1 1 Simulations des teneurs en eau

La simulation des teneurs en eau par PASTIS permet de calculer les fonctions Fw* et Nw à pas de temps horaire dans NOE.

Base de données de terrain

Les simulations des humidités volumiques issues de PASTIS (Figure 4.14 et Figure 4.15), ont été comparées aux données issues des mesures de terrain lors des suivis du comportement hydrodynamique du sol et de la croissance de la plante (voir Annexe 6).

Les simulations mettent en évidence pour les deux traitements que les sols peuvent atteindre des humidités supérieures aux valeurs mesurées, notamment immédiatement après la pluie. Ces humidités correspondent à des conditions dénitrifiantes avec des risques élevés d'émissions de N_2O.

Les thétaobs (θ obs) figurés en rouge sur les graphiques de résultats pour l'horizon 10-30 cm (Figures 4.1' b et 4.15 b) sont calculés à partir du potentiel hydrique mesuré au champ (à la profondeur de 20 cm) et fournissent ainsi un point de contrôle supplémentaire de la qualité de la simulation.

Le module hydrique de PASTIS[16] ainsi calibré restitue correctement l'évolution de l'humidité dans le sol pour les 2 horizons 0-10 et 10-30 cm, à des pas de temps de l'ordre de la ½ heure.

[15] On remarquera cependant que les mesures *in vitro* ont été réalisées à partir de sols remaniés prélevés au Brésil sur le dispositif expérimental et analysés en France.

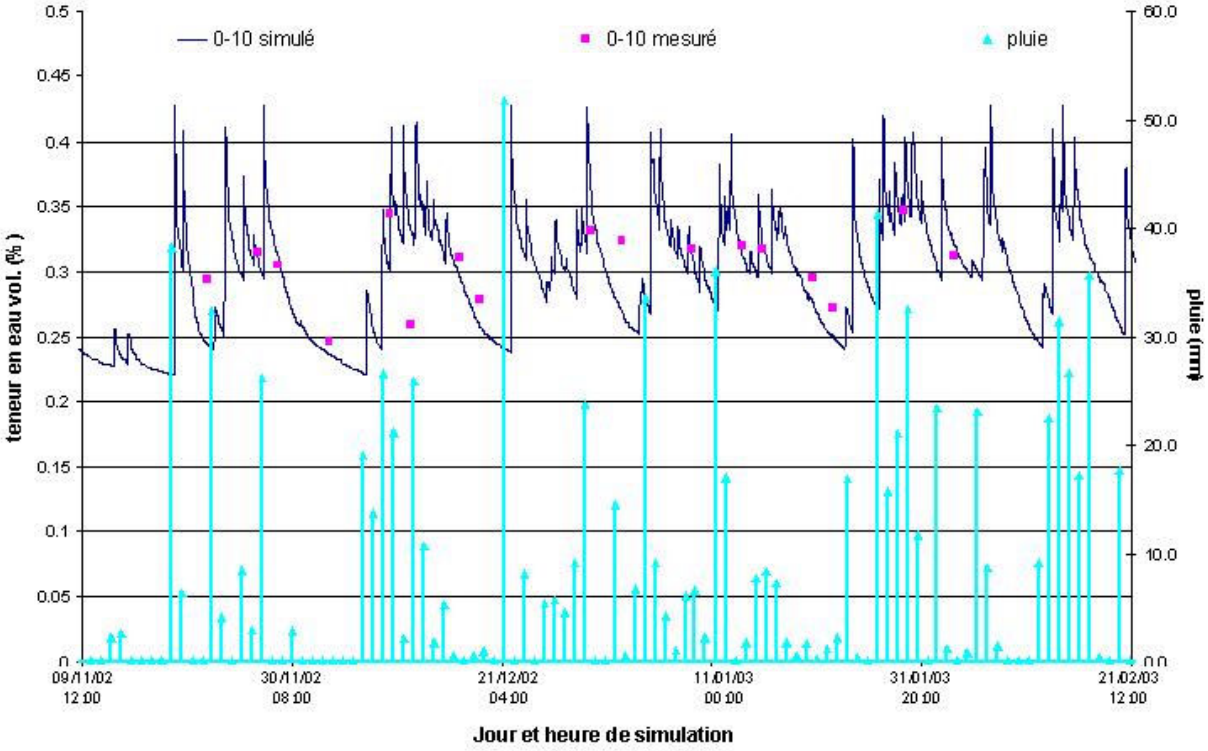
[16] Nous n'avons pas pu mener les mêmes simulations sur le module azote minéral du sol de PASTIS (intéressant dans le cas d'une compréhension des conditions de production de N_2O) car nous ne possédons pas les paramètres de décomposition du paillis de *Crotalaria*. Les seuls paramètres disponibles de Reyes (2002) concernent un mélange *Brachiaria-Sorgho.*

Efficience des simulations des teneurs en eau

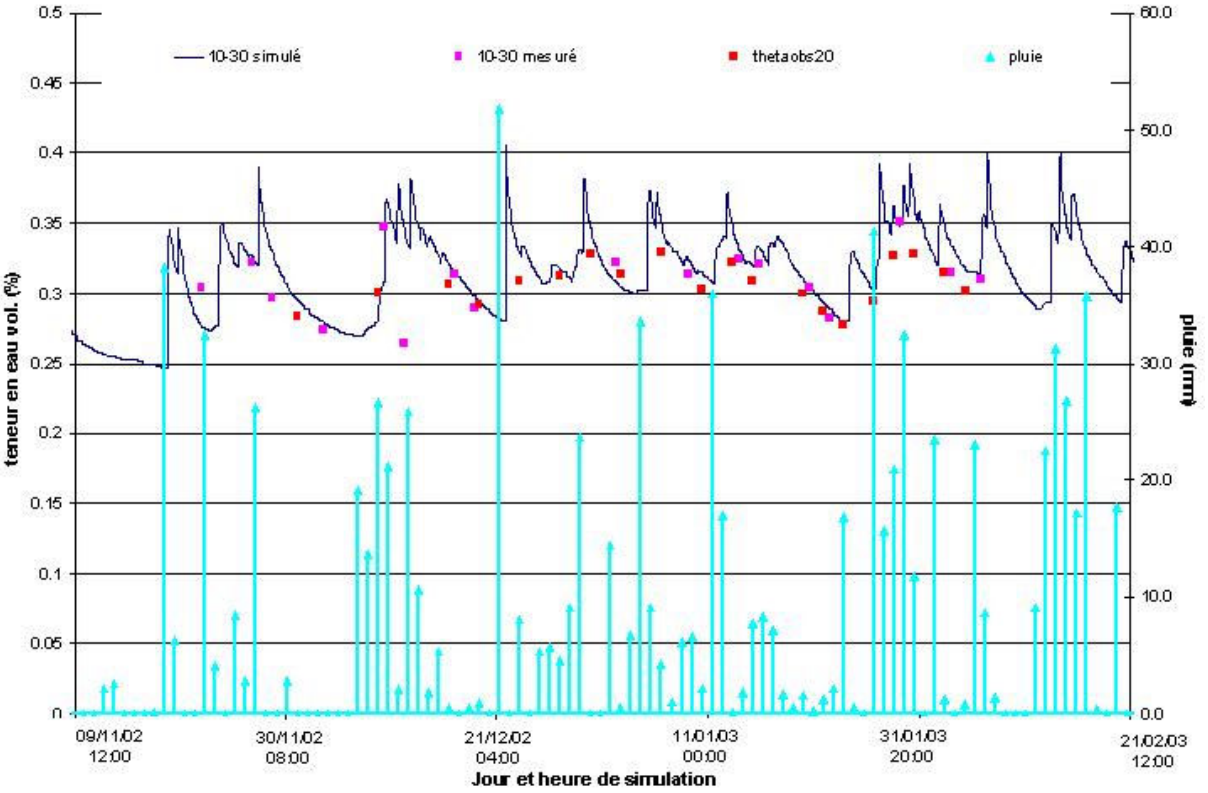
Les efficiences des simulations, calculée d'après l'équation [4.1], varient de 0,58 à 0,74. Elles peuvent être considérées comme « correctes » car pas trop éloignées de 1 (Tableau 4.8). Elles sont plus faibles pour SCV que pour OFF, ceci étant probablement dû au paillis qui pourrait induire une hétérogénéité supplémentaire dans le comportement hydrodynamique du sol, par exemple, par un effet de la faune associée sur la porosité.

Tableau 4.8 : Efficiences de simulation par PASTIS des teneurs en eau pour SCV et OFF

traitement	profondeur (cm)	efficience de la simulation
SCV	0-10	0.67
	10-30	0.58
OFF	0-10	0.74
	10-30	0.72

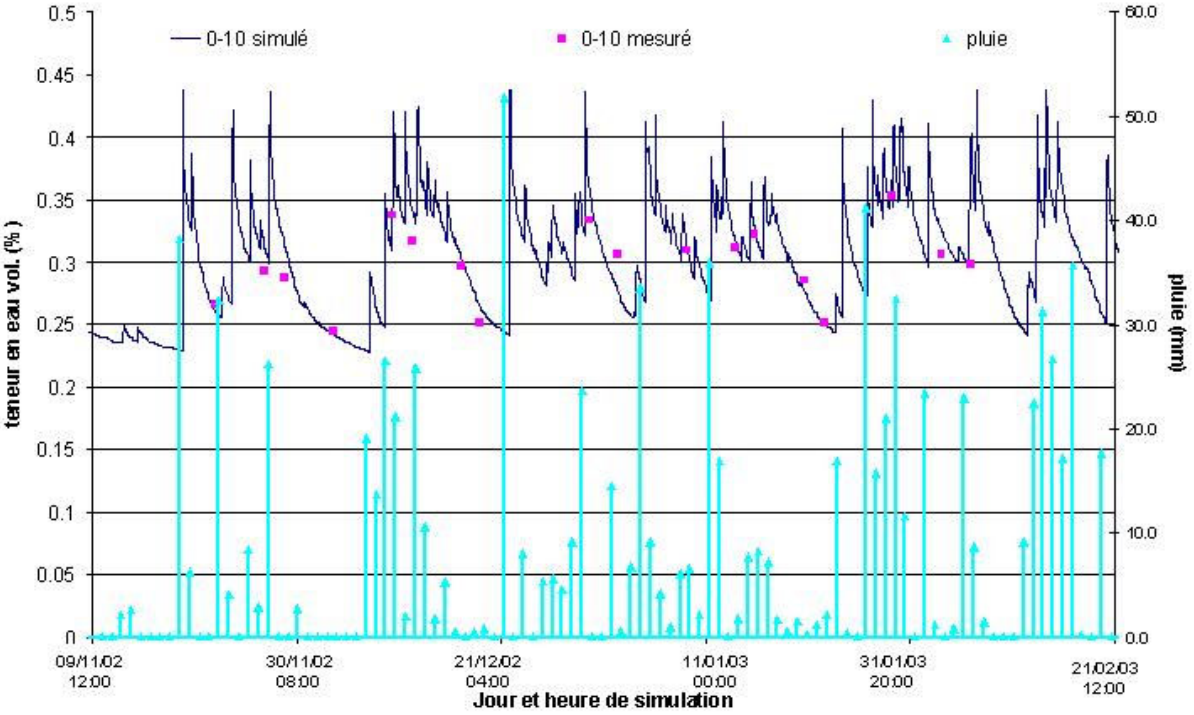


a)

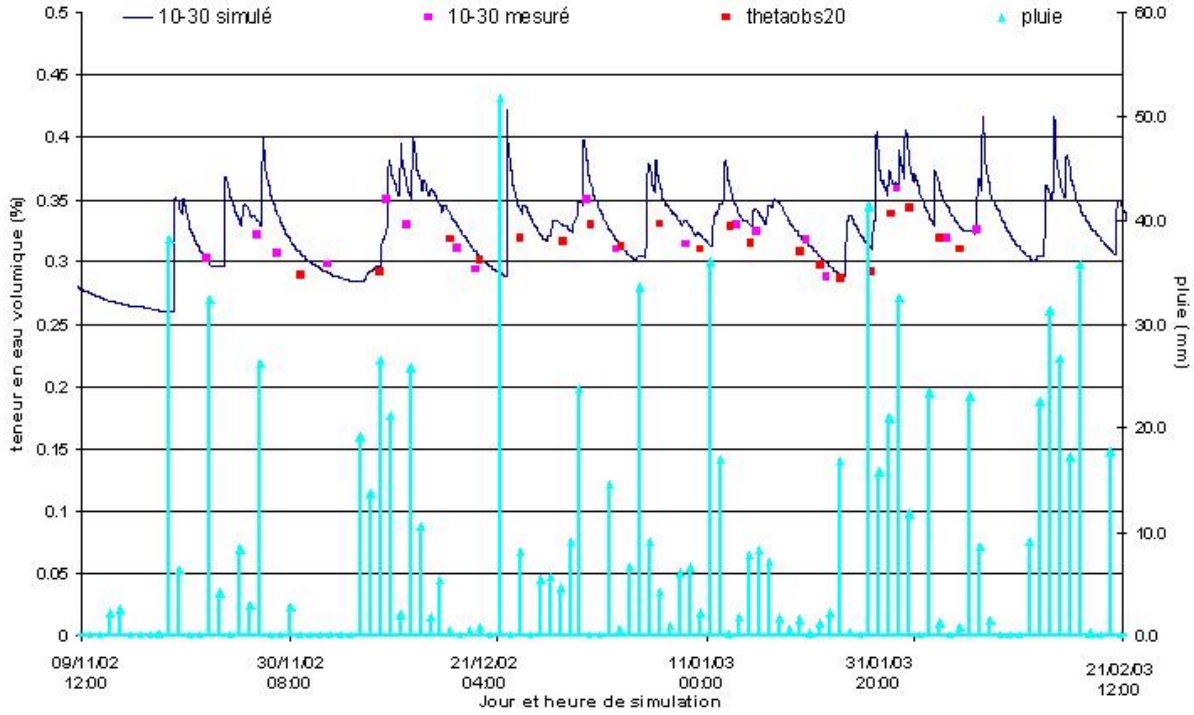


b)

Figure 4.14: Simulation du comportement hydrique des horizons 0-10 cm (a) et 10-30 cm (b) pour SCV



a)



b)

Figure 4.15 : Simulation du comportement hydrique des horizons 0-10 cm (a) et 10-30 cm (b) pour OFF

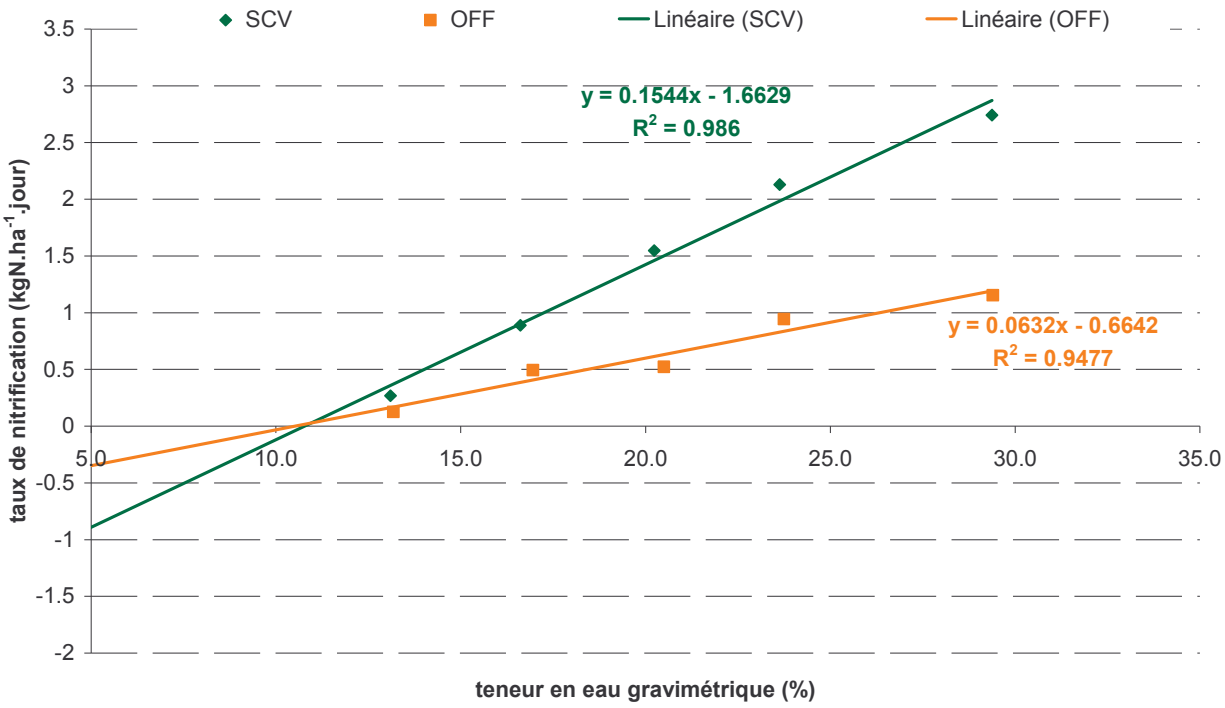


Figure 4.16 : Taux de nitrification et teneur en eau pour SCV et OFF

Tableau 4.9 : Paramètres nécessaires pour l'utilisation de NOE (hors WFPS)

Processus	Paramètres	Traitement SCV	OFF	Valeurs utilisées dans NOE*
N_2O dénit	dégagement de N_2O sans C_2H_2 mg N-N_2O.kg^{-1} sol	18,95	23,24	
	azote dénitrifié mg N-NO_3^-.kg^{-1} sol	39,23	39,37	
	r_{max} (%)	**0,48**	**0,59**	
N_2O nit	**a**	**0,1544**	**0,0632**	0,019-0,59
	b	**-1,6629**	**-0,6642**	-0,01à – 0,40
	N_2O moyen émis (µg N.kg sol^{-1}.$jour^{-1}$)	0,35358	0,22824	
	taux nitrification moyen (mg N-NO_3^-.kg sol^{-1}.$jour^{-1}$)	1,19314	0,51842	
	z (%)	**0,00030**	**0,00044**	0,0006

* *Ces valeurs ne concernent que les sols tempérés.*

B 3 1 2 Acquisition des paramètres de N_2O dénit

r_{max} correspond au rapport maximal entre N_2O accumulé et NO_3^- dénitrifié, déterminé à partir des mesures au laboratoire en condition d'incubation anaérobique (Tableau 4.9).

B 3 1 3 Acquisition des paramètres de N_2O nit

Il existe pour chaque traitement SCV et OFF une régression linéaire entre taux de nitrification et humidité gravimétrique (Figure 4.16). Ceci permet d'utiliser l'algorithme NOE, et de calculer les coefficients a et b (Tableau 4.9) de la relation :

$N_W = a\mathrm{WC} + b$

N_W étant la fonction de réponse de la nitrification (kg $N.ha^{-1}.jour^{-1}$) à la teneur en eau gravimétrique (WC) du sol définie par Garrido *et al*. (2002).

Garrido *et al*. (2002) définissent également le paramètre *z* ou proportion d'azote nitrifié émis sous forme de N_2O par :

$$z = \frac{N_2O \text{ émis par nitrification } \left(mg\ N - N_2O.kg^{-1}.jr^{-1}\right)}{\text{taux de nitrification } \left(mg\ N - N_2O.kg^{-1}.jr^{-1}\right)}$$

A partir des caractérisations *in vitro* de la nitrification, des bilans de dégagements gazeux et des taux de nitrification moyens, on estime z à 0,00030 et 0,00044 pour SCV et OFF respectivement (Tableau 4.9). La valeur utilisée par Garrido *et al.* (2002) est de l'ordre de 0,0006 sur la base de taux de nitrification moyens allant de 0 à plus de 15 $mg.N\text{-}NO_3^-.kg^{-1}.jour^{-1}$ dans le Bassin Parisien.

Figure 4.17 : Estimation du facteur Fw* dans le module dénitrification pour SCV et OFF d'après les sorties PASTIS

B 3 2 Simulation des émissions de N_2O par NOE

B 3 2 1 Contribution de la dénitrification aux émissions de N_2O

Compte tenu de la valeur seuil WFPS de 70% mise en évidence expérimentalement sur le sol des *Cerrados* pour les émissions de N_2O par dénitrification (Chapitre IV section A, figure 4.8), nous ne retenons pour simuler ces émissions que celles correspondant aux WFPS > 0,70 pour lesquels la fonction *Fw** est non nulle. La figure 4.17 représente pour chaque teneur en eau volumique simulée par PASTIS, les valeurs de *Fw** associées pour SCV et OFF. D'après la figure 4.17, sur 155 jours de simulation, seules 36 journées pour SCV et 34 journées pour OFF présentent des conditions d'humidité propices à la dénitrification. De plus, le module hydrique de PASTIS simule que les sols ne sont en condition de dénitrification que 4 à 6 h environ par jour. Aussi, pour estimer les émissions journalières de N_2O par dénitrification au cours de chacune des journées, nous avons dû pondérer les *Fw** moyens journaliers par le nombre d'heures potentiellement « dénitrifiantes » aux WFPS >0,7.

De cette première analyse, nous pouvons déduire que le sol étudié ici est très rarement placé en conditions de dénitrification.

D'autre part, et malheureusement, les heures auxquelles *Fw** est non nulle et le risque de dénitrification existe, ne correspondent que très rarement à nos horaires de mesures qui sont compris entre 9h et 12h du matin. En effet, les fortes pluies, quand elles se produisent, ont lieu plutôt en fin de journée ou la nuit.

Autrement dit, les estimations de dénitrification par NEMIS vont apporter un complément d'information et non une confirmation des mesures effectuées au champ.

Globalement, les émissions journalières simulées de N_2O par dénitrification varient de 0 à 23 g N-$N_2O.ha^{-1}.jour^{-1}$ (Figures 4.18 et 4.19).

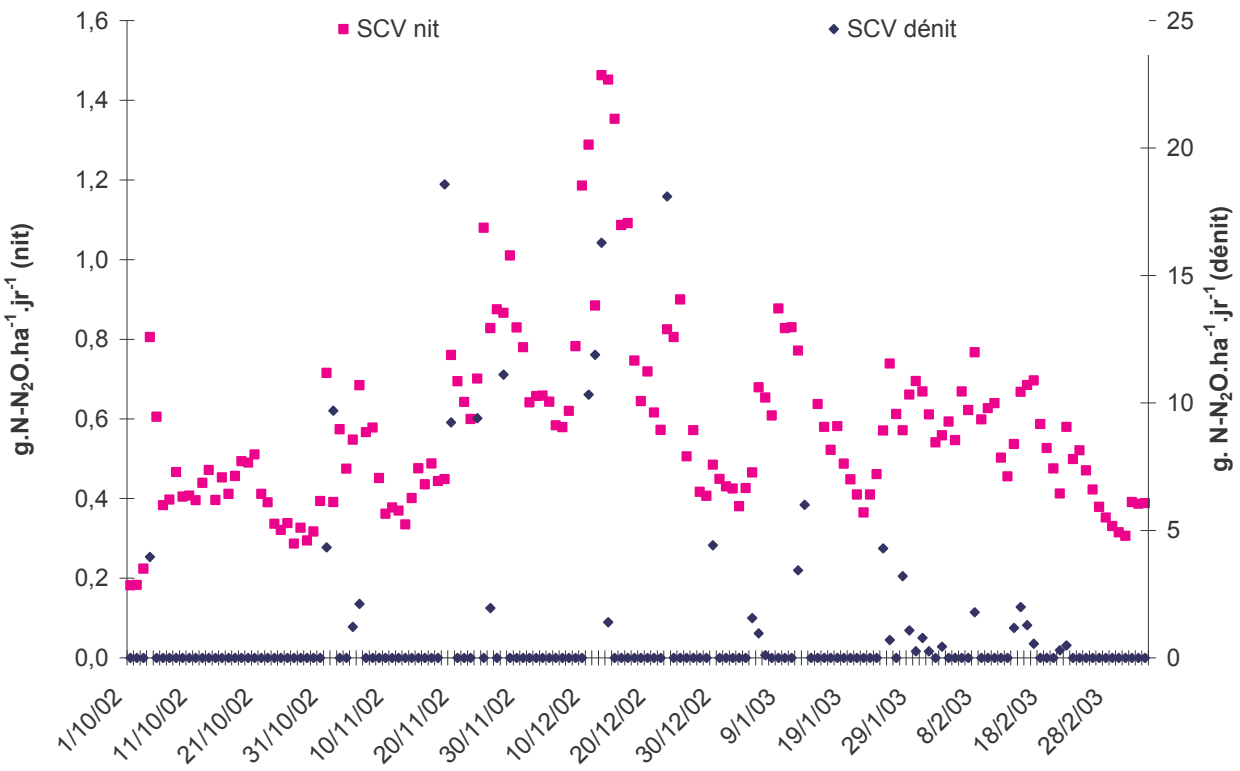


Figure 4.18 : Simulations des émissions de N_2O par nitrification et dénitrification pour SCV

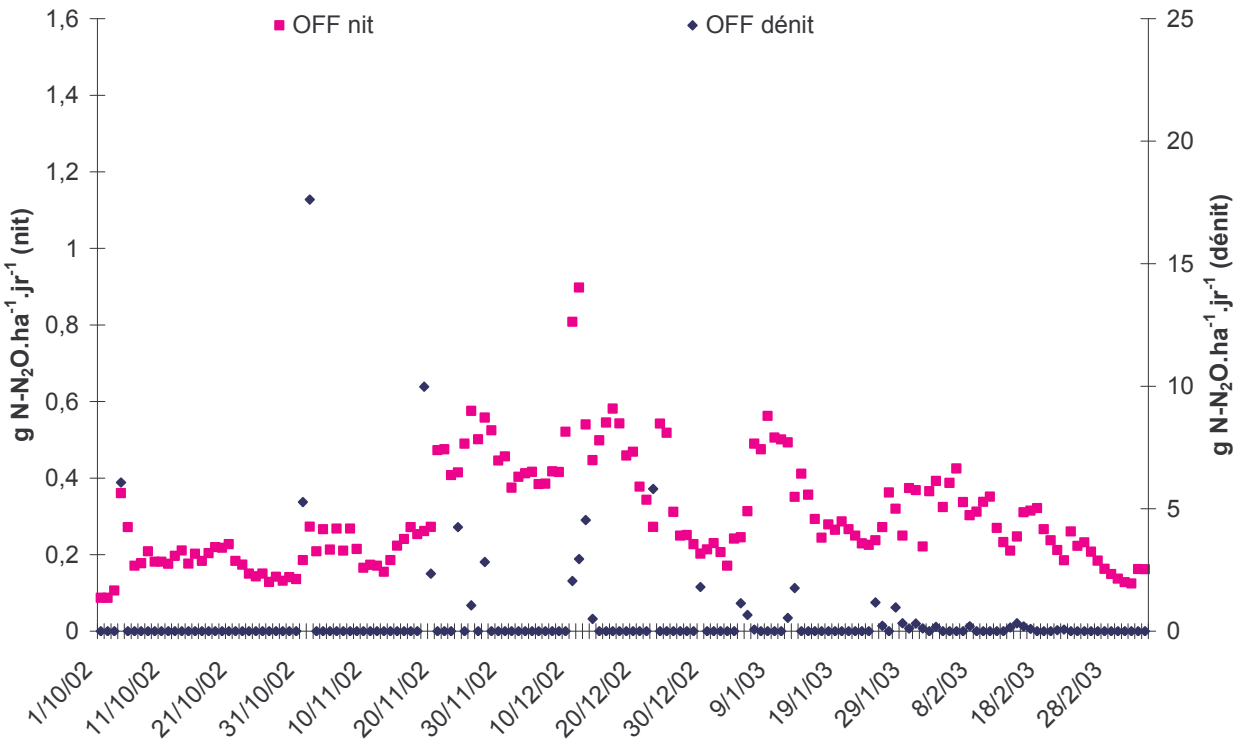


Figure 4.19 : Simulations des émissions de N_2O par nitrification et dénitrification pour OFF

B 3 2 2 Contribution de la nitrification aux émissions de N_2O

Les figures 4.18 et 4.19 présentent au pas de temps journalier les résultats d'émissions de N_2O par nitrification et par dénitrification simulées pour SCV et OFF. Le niveau des émissions simulées de N_2O par nitrification est environ 15 fois plus faible que celui par dénitrification (0 à 1,5 contre 0 à 23 g.N-$N_2O.ha^{-1}.jour^{-1}$).

Sur la base d'une estimation annuelle, la part relative de la nitrification s'élève à 35% pour SCV et à 31% pour OFF (Tableau 4.10). Ces résultats élevés, confirment ceux obtenus par Hénault *et al*. (2005) à partir de l'utilisation de données de sols de Puerto Rico issus de la base de données TRAGNET, et par Hergoual'ch (2004) quant à l'importance de la nitrification dans des sols du Costa Rica sous caféiers. On observe ici un pic de nitrification au moment des apports d'urée (décembre, janvier) par suite de la présence; de NH_4^+. Par contre, on n'observe pas d'effet particulier d'émissions de N_2O au cours de la décomposition de *Crotalaria* puisque les émissions avec (SCV) et sans (OFF) *Crotalaria* ne sont pas significativement différentes et que les proportions relatives de N_2O nit et N_2O dénit sont sensiblement identiques pour les deux systèmes.

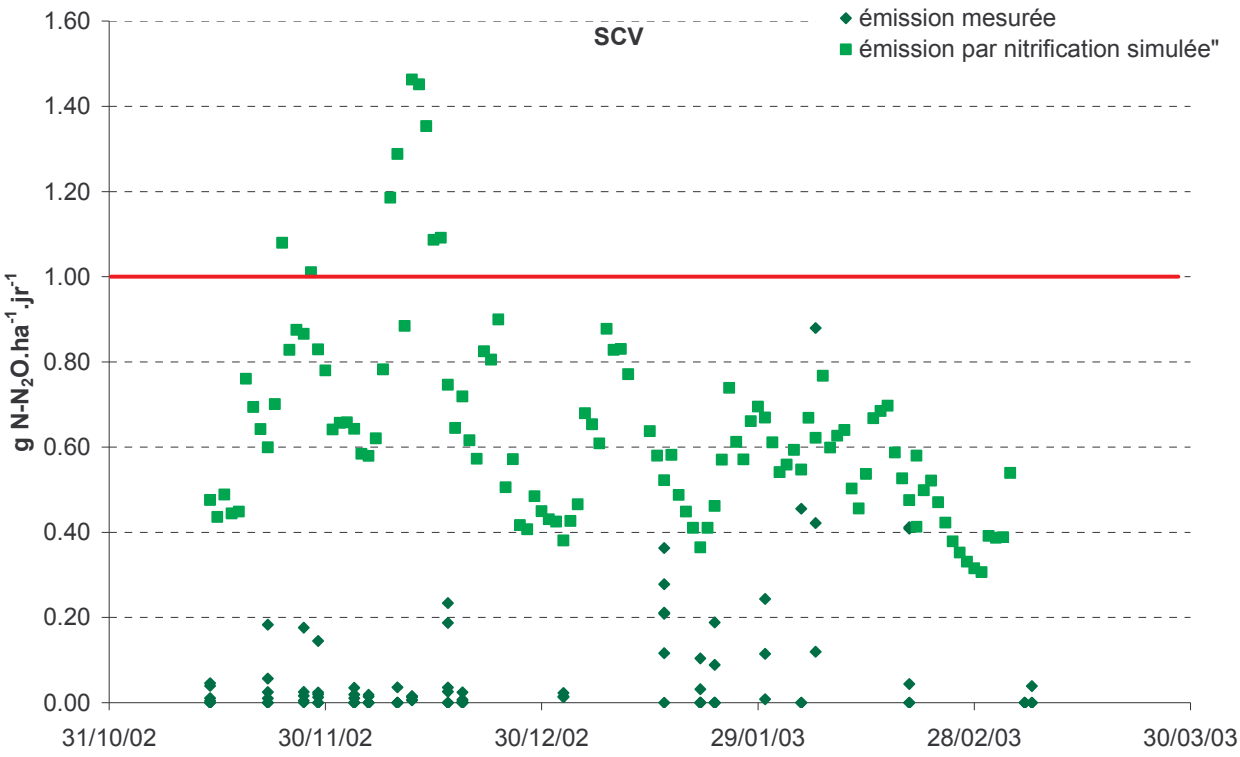


Figure 4.20 : Emissions de N_2O totales mesurées au champ et émissions de N_2O par nitrification simulées avec NOE pour SCV

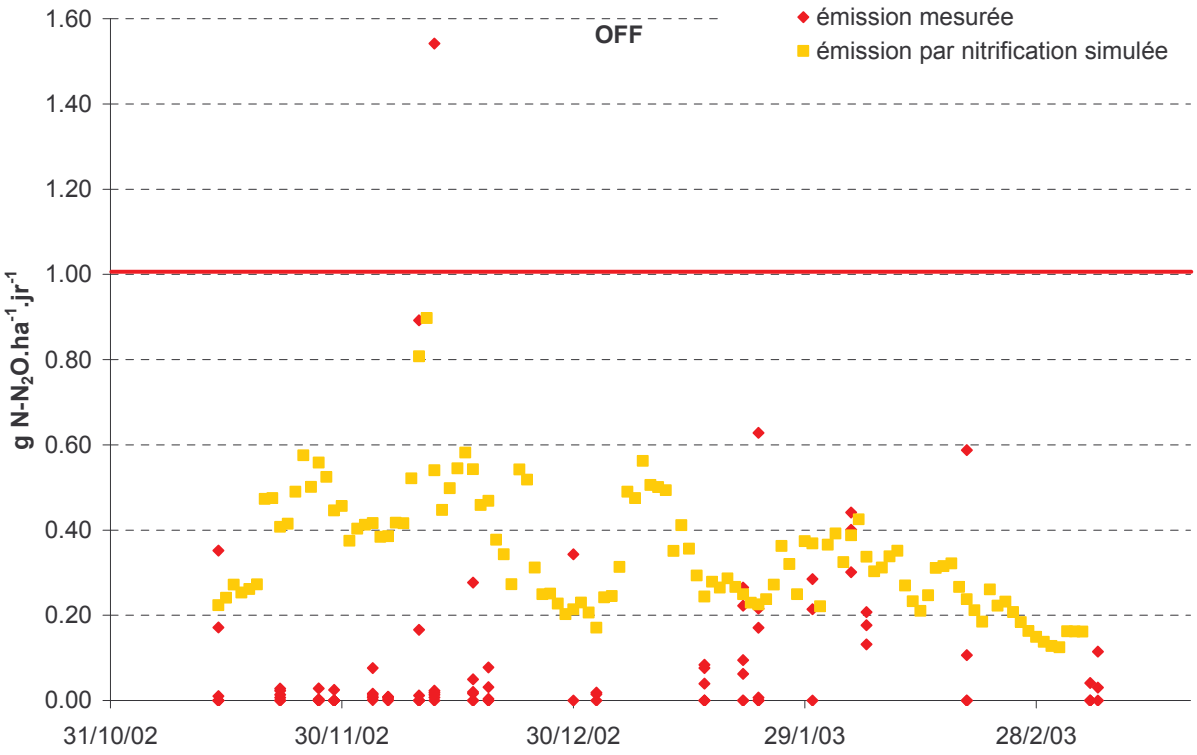


Figure 4.21 : Emissions de N_2O totales mesurées au champ et émissions de N_2O par nitrification simulées avec NOE pour OFF

B 3 3 Confrontation simulations avec les mesures de terrain

Les figures 4.20 et 4.21 confrontent les données simulées de la nitrification (N_2O nit) avec les émissions totales de N_2O mesurées sur le terrain. Pour les deux traitements, on observe que les données simulées pour N_2O nit et observées pour N_2O total au champ sont du même ordre de grandeur et représentent généralement des flux très faibles, inférieurs à 1 g $N\text{-}N_2O.ha^{-1}.jour^{-1}$ (niveau d'émission considéré comme significatif dans la littérature et marqué en rouge sur les figures).
Autrement dit, tout se passe comme si les émissions totales de N_2O mesurées sur le terrain n'étaient dues qu'à la nitrification. La correspondance entre valeurs mesurées et valeurs simulées est meilleure pour OFF que pour SCV. Dans le cas du système SCV, les émissions totales mesurées sont systématiquement inférieures aux émissions N_2O nit simulées. Ceci pourrait être dû au rôle joué par le paillis dans le processus de diffusion. En effet, les simulations des émissions de N_2O (par nitrification ou par dénitrification) se font à partir de paramètres ne prenant pas en compte la présence d'un paillis en surface. Or celui-ci influe sur l'ensemble des paramètres dont les conditions d'humidité. Des mesures complémentaires sur colonne de sol, avec et sans paillis, seraient nécessaires pour tester cette hypothèse.

B 4 Discussion

Cette approche des émissions de N_2O en continu par l'utilisation des deux modèles PASTIS et NOE conduit aux conclusions suivantes.
Premièrement, la simulation en continu des conditions hydriques dans les sols étudiés par le modèle PASTIS permet d'avoir une idée plus précise en quantité et en intensité (sur un pas de temps horaire) des émissions pendant l'ensemble du cycle cultural. Le modèle PASTIS ainsi calibré restitue correctement l'évolution de l'humidité dans le sol pour les 2 horizons (0-10 cm et 10-30 cm). De manière générale sur l'horizon 0-10 cm, on observe que les humidités volumiques culminent à 42% pour SCV et 44% pour OFF (journée du 21/12/2002 sur les figures 4.14 et 4.15), ce qui correspond à des WFPS de 80 % pour SCV et 83 pour OFF.
De cette première analyse, nous avons déduit que :

(i) ces sols sont rarement placés en conditions de dénitrification (36 et 34 jours sur 155 jours pour SCV et OFF respectivement),

(ii) les conditions « dénitrifiantes » ne correspondent pas toujours aux conditions de mesures des flux de gaz au champ, autrement dit le bilan de N_2O réalisé sur la base des mesures au champ n'a pas pris en compte la totalité de la dénitrification, donc des émissions de N_2O.

Dans les sols exondés, la dénitrification est fréquente mais souvent de faible ampleur : en effet, ces sols sont généralement bien drainés et l'aération qui en découle est suffisante pour être le premier facteur limitant (Flessa et al., 2002). La calibration du modèle NOE avec les paramètres résultant des expérimentations en laboratoire a permis de simuler les émissions de N_2O par nitrification et par dénitrification sur l'ensemble de la gamme des conditions hydriques du sol.

Tableau 4.10 : Estimations et bilan des flux* annuels de GES sous SCV et OFF exprimés en équivalent kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1} à partir des mesures au champ

Traitement	CO_2	CH_4	N_2O	Bilan GES
	stockage sol kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1}	flux à la surface du sol, (kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1}		kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1}
SCV		- 1,9	- 4,1	
OFF		- 3,1	- 4,7	
Différence (SCV- OFF)	350	1,2	0,6	**352,6**

** la fixation est notée positivement, l'émission négativement.*

Tableau 4.11 : Estimations des flux annuels de N_2O sous SCV et OFF à partir des émissions simulées par NOE au champ

Traitement	Valeur	émission journalière			Valeur	estimation annuelle		
		g N-N_2O.ha^{-1}.jr^{-1}				g N-N_2O.ha^{-1}.an^{-1}		
SCV		N_2O nit	N_2O dénit	N_2O total		N_2O nit	N_2O dénit	N_2O total
	moyenne	0,58	1,06	1,626	estimation	210,68	385,53	**596,21**
	écart-type	*0,23*	*3,18*		contribution %	**35**	**65**	
OFF		N_2O nit	N_2O dénit	N_2O total		N_2O nit	N_2O dénit	N_2O total
	moyenne	0,30	0,68	0,983	estimation	109,84	248,81	**358,65**
	écart-type	*0,14*	*3,43*		contribution %	**31**	**69**	

Tableau 4.12 : Estimations et bilan des flux* annuels de GES sous SCV et OFF exprimés en équivalent kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1} à partir des mesures au champ pour CO_2 et CH_4 et des émissions simulées pour N_2O

Traitement	CO_2	CH_4	N_2O simulé	Bilan GES
	stockage sol kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1}	flux à la surface du sol kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1}		kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1}
SCV		- 1,9	- 81,17	
OFF		- 3,1	- 50,77	
Différence (SCV- OFF)	350	1,2	- 30,40	**320,8**

** la fixation est notée positivement, l'émission négativement.*

Les pertes d'azote sont en général de quelques kg à quelques dizaines de $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ d'azote (Hénault et Germon, 1995). Dans le cas des sols cultivés des *Cerrados*, les pertes d'azote semblent être très inférieures au kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$ (Tableau 4.10 et Tableau 4.11).

Ainsi, les résultats de la simulation des émissions de N_2O par le modèle NOE ont permis de montrer que :

(i) les émissions de N_2O par nitrification et par dénitrification s'ajoutent au cours du cycle cultural,

(ii) les émissions par dénitrification représentent des évènements ponctuels, mais d'une amplitude très importante (15 fois l'ordre de grandeur l'émission par nitrification),

(iii) la contribution de la nitrification aux émissions de N_2O s'élève à 35 %pour SCV et à 31% pour OFF,

(iv) les mesures au champ estiment essentiellement les émissions de N_2O par nitrification, et nous avons probablement « raté » quelques émissions importantes par dénitrification.

Toutefois, les calculs présentés ci-dessous montrent que cette sous-estimation ne change pas les conclusions générales que l'on peut déduire des seules mesures au champ. Concernant cette sous-estimation, ce travail permet de montrer, en retour, que les recommandations données dans la littérature (cf. Chapitre III, section A) sur les périodes de mesures au champ (prélèvements effectués durant la matinée (considérée comme représentative de l'ensemble de la journée en climat tempéré (Rochette *et al.* 2000, Steudler *et al.*, 1996, Séhy *et al.*, 2003)), doivent être évidemment modulées par les conditions climatiques locales, pluviométriques en particulier.

Finalement la démarche originale consistant à simuler en continu WFPS et à l'utiliser dans le modèle NOE a permis d'affiner la première approche de terrain et a apporté un complément d'information indispensable à la réalisation d'un nouveau bilan GES. Celui-ci ne remet pas en cause la conclusion tirée du bilan établi à partir des mesures au champ, mais en montre sa limite (Tableau 4.10 et Tableau 4.12). Les données issues des simulations (Tableau 4.11) fournissent un bilan de 596 et de 359 $g.N\text{-}N_2O.ha^{-1}.an^{-1}$ pour SCV et OFF respectivement, ce qui représente environ 0,5 et 0,3 % de l'azote apporté au système par les pratiques de fertilisation sur chacun des systèmes. Ces valeurs restent dans la gamme inférieure de celles utilisées habituellement (Bouwman *et al.,* 1996) de l'ordre de 1,25% +/- 1%. En terme d'équivalent $C\text{-}CO_2$, le bilan serait, en équivalents $C\text{-}CO_2$, de 82 kg en pour SCV et 51 kg pour OFF ce qui représente une différence en défaveur du SCV de 30 $kg\ C.ha^{-1}.an^{-1}$. Or cette différence représente seulement 10% du stockage supplémentaire de C mesuré dans le sol sous SCV en comparaison de OFF.

En conclusion, que l'approche soit basée uniquement sur des mesures au champ ou mette en œuvre la modélisation (pour les émissions de N_2O), <u>le système SCV étudié est donc bien un système séquestrant.</u>

Le bilan final intégrant aussi les flux de CH_4 (Tableau 4.12) donne une séquestration du C (en équivalent $C\text{-}CO_2$) de 320,8 $kg\ C.ha^{-1}.an^{-1}$ en faveur de SCV.

Cette démarche a mis aussi en avant l'importante complémentarité des mesures au champ, en laboratoire, et de la modélisation pour la compréhension d'un système complexe. Toutefois, il serait intéressant d'approfondir cette approche en tentant une validation en conditions tropicales et de mettre au point un « NOE tropical » (Hénault *et al.*, 2005) intégrant la spécificité des cycles de l'azote ou de la décomposition de la MO du sol sous climat tropical (Abbadie et Lensi, 1990, Six *et al.*, 2002).

Le chapitre V propose une synthèse des conclusions obtenues dans le cadre de cette thèse. Il ouvre également des perspectives (i) sur l'amélioration des méthodes d'évaluation de l'impact d'un système de culture sur le bilan C et GES et (ii) sur les agrosystèmes intéressants à étudier du point de vue du changement global.

Chapitre V

Synthèse et perspectives

Rappels sur les objectifs

Cette thèse avait comme objectif général l'évaluation de la séquestration de C, à la fois à des échelles pluriannuelles et à l'échelle de la saison culturale, dans un système de culture semis direct sur couverture végétale (SCV), comparé avec un système conventionnel de travail superficiel à la charrue offset (OFF).

Cette thèse fait suite à différents travaux ayant mis en évidence certains effets performants des SCV sur le fonctionnement hydrique des systèmes de culture, sous climat semi-aride et avec paillis de résidus issus de la précédente saison de culture (Findeling 2001, Scopel *et al*., 1999, 2005) et sous contexte climatique plus humide celui des *Cerrados* (Reyes, 2002). Ces SCV, fondés sur la pratique de rotations culturales et la mise en place de cultures d'intersaison sur les résidus desquelles un semis direct de la culture principale est réalisé, montrent de bonnes performances agronomiques et s'adaptent bien aux filières de production locales. Dans ce contexte, cette thèse proposait de répondre aux questions suivantes:

- **(i) le semis direct sous couverture végétale est- il un mode de gestion des ressources organiques qui favorise le stockage du C dans le sol ? *(chapitre II)***
- **(ii) quel dispositif expérimental de terrain mettre en place pour approcher au mieux le bilan effet de serre des parcelles agricoles ? *(chapitre III A)***
- **(iii) le semis direct modifie-t-il les flux de GES autres que CO_2 (CH_4, N_2O) ? *(chapitre III B)***
- **(iv) les sols étudiés présentent-ils un potentiel d'émission de N_2O ? (*chapitre IV A*)**
- **(v) comment utiliser la modélisation pour prévoir les périodes et niveaux d'émissions de N_2O ? *(chapitre IV B)***

Ces questions ont été traitées à travers la conduite de démarches coordonnées d'expérimentation (au champ et au laboratoire) et de la modélisation. Dans cette synthèse générale, nous discutons :

- (I) des principaux résultats, mais également de la qualité des expérimentations et de la modélisation, de la pertinence des résultats (section A),
- (ii) et des perspectives que ces résultats ouvrent sur un plan scientifique et méthodologique comme pour la gestion raisonnée de ces systèmes de culture (section B).

A Effet des SCV sur la « séquestration de carbone »

La « séquestration du C » est le bilan complet exprimé en équivalent C-CO_2, de l'ensemble des flux de GES, donc le stockage de C provenant du CO_2 atmosphérique + les flux de CH_4 et N_2O (Bernoux *et al.*, 2006).

A 1 Mesures de terrain pour évaluer la séquestration de carbone

Les effets du travail du sol sur la dynamique de la matière organique (MO) du sol ont été étudiés depuis longtemps pour leurs conséquences en matière de propriétés physiques, érosion, fertilité, pertes de nutriments. Plus récemment, les préoccupations en matière d'émissions de GES ont conduit

les scientifiques à examiner le potentiel des sols à stocker du C organique, en particulier sous l'influence des pratiques culturales. L'enrichissement des sols tropicaux en MO est en effet recherché pour des raisons d'amélioration du milieu cultivé (apport de minéraux, stabilité structurale, protection de surface, économie d'eau, etc.) et, en conséquence, pour celles des performances agricoles; il peut devenir aussi un objectif à part entière dans le cadre du débat international, marchand ou non, sur l'effet de serre. Si, d'une manière générale, les performances des systèmes cultivés quant au stockage du C n'atteignent pas celles des forêts, les systèmes SCV marquent un progrès pour les milieux agricoles productifs. En effet, rappelons que la conception même de ces systèmes : recyclage des éléments minéraux par la biomasse végétale, limitation des pertes par lessivage en combinant divers types d'enracinement, enrichissement minéral de la couche superficielle par prélèvement des racines en profondeur, association d'espèces végétales, s'inspire de l'écosystème forestier.

Nous avons étudié dans cette thèse les stocks de carbone de sols agricoles brésiliens, de la région des *Cerrados* (Centre Brésil). Nous avons comparé deux systèmes de culture différents : semis direct sous couverture végétale (SCV) et travail du sol superficiel (OFF), cinq années après l'installation du dispositif expérimental.

Le sol est un « latossol rouge sombre » avec une teneur élevée en argile (40% environ). Nous avons d'abord étudié la situation en 1998 et l'avons ensuite comparée à la celle de 2003. Nous avons constaté une augmentation d'environ 0,35 t $C.ha^{-1}.an^{-1}$ du stockage de C pour les horizons superficiels (0-10 cm) sous SCV en comparaison avec ceux du traitement OFF. Toutefois, les différences sont à peine significatives. Ceci est dû, entre autres, à la durée relativement courte (5 ans) de l'expérimentation, à peine suffisante pour des différenciations des stocks de C des sols. Le stockage observé correspond à 10% environ des résidus organiques restitués au sol. Une analyse par fractionnement granulométrique de la matière organique a montré que les différences sur le C total entre SCV et OFF concernaient principalement les fractions inférieures à 50 µm dont la MO est considérée comme relativement stable, car protégé physico-chimiquement contre la minéralisation microbienne par son adsorption sur les colloïdes minéraux du sol.

En accord avec la définition de la séquestration du C, nous avons examiné si ce stockage de C dans le sol pour le système SCV (ce qui est une expression des flux (via la plante) de CO_2 entre l'atmosphère et le sol) ne s'accompagnait de variations des flux d'autres GES comme CH_4 et N_2O. Ce point est particulièrement peu renseigné pour les milieux tropicaux.

Pour la situation étudiée, les flux de N_2O et CH_4 sont globalement faibles et non significativement différents entre systèmes SCV et OFF. L'estimation des émissions annuelles de N_2O s'élève à 31 et 35 g $N\text{-}N_2O\ ha^{-1}.an^{-1}$ pour SCV et OFF respectivement, ce qui est très faible et correspond à 0,03% de la quantité d'azote apportée pour la fertilisation des parcelles. Ces émissions de N_2O sont plus faibles que celles annoncées dans la littérature en régions tropicales, et que la valeur repère de 1,25% (+/- 1%) souvent citée, mais en accord avec les quelques données disponibles pour les *Cerrados*.

Les faibles niveaux de N_2O mesurés ici peuvent s'expliquer, en priorité, par leur caractère très drainant des sols étudiés où, de fait, les cas d'anoxie sont rares, secondairement, par la non prise en compte de certaines périodes déterminantes des risques d'émissions de N_2O.

Les flux de CH_4, sous forme d'émissions sont faibles également, respectivement égaux à 245 et 403 g $C\text{-}CH_4.ha^{-1}.an^{-1}$ pour NT et OFF, ce qui est généralement le cas des sols de savanes bien drainés. Les mêmes arguments explicatifs pour N_2O peuvent s'appliquer pour CH_4.

Si l'on exprime les flux de N_2O et CH_4 en équivalents C-CO_2 pour chacun des deux systèmes étudiés, la somme des émissions annuelles de CH_4 et N_2O correspond à 7,8 et 6,0 kg C-CO_2.ha^{-1}.an^{-1} pour SCV et OFF respectivement, soit des valeurs faibles par rapport aux 350 kg C.ha^{-1}.an^{-1} stockés dans le sol et provenant, via la plante, du CO_2 atmosphérique.
Globalement, d'après nos mesures de terrain, le système SCV testé sur sol ferrallitique argileux des *Cerrados* fonctionne bien comme un système « séquestrant » sous réserve que tous les évènements majeurs à l'origine de l'émission de N_2O et CH_4 aient bien été enregistrés.

A 2 Etude au laboratoire des déterminants et mécanismes de production de N_2O

Les mesures au champ n'ont pas montré d'effets négatifs en terme d'émissions de GES pouvant venir contrebalancer la tendance positive observée sur le stockage de C sous SCV. Toutefois, d'un point de vue méthodologique, les mesures au champ ont mis en évidence la très grande variabilité des émissions de GES et l'importance du suivi en parallèle des déterminants de ces émissions. Les mesures sur le terrain étant ponctuelles et les déterminants des flux très variables, n'a-t-on pas « raté » des périodes à émissions importantes ?
Pour répondre à cette question, nous avons mis en place des expérimentations de laboratoire visant à :

(i) estimer le potentiel de N_2O des sols étudiés, en conditions de teneur en azote minéral et en eau optimales : teneur en NO_3^- non limitant et WFPS élevé pour la détermination du potentiel de dénitrification, NH_4^+ non limitant et teneur en eau optimale pour la détermination du potentiel de nitrification,

(ii) étudier l'effet spécifique des teneurs en eau (WFPS) sur le niveau de l'émission de N_2O à partir de chacun des mécanismes de production

Les expériences de détermination des potentiels ont permis de classer les sols des *Cerrados* parmi les sols, à la fois, peu dénitrifiants (potentiels estimés à 1,072 et 0,987 kg N-N_2O.ha^{-1}.$jour^{-1}$ pour SCV et OFF respectivement) et peu nitrifiants (potentiels estimés à 1,515 et 0,648 kg N.ha^{-1}.$jour^{-1}$ pour SCV et OFF respectivement). Ce résultat constitue une validation des mesures effectuées au champ montrant la faible capacité de ces sols à produire du N_2O.
En outre, l'étude des cinétiques de nitrification et de dénitrification en fonction du WFPS met en évidence la valeur seuil de WFPS égale à 70 % en deça de laquelle la dénitrification n'a pas lieu.
L'utilisation des valeurs de potentiels de nitrification et de dénitrification dans des modèles devrait permettre de simuler les dégagements de N_2O en conditions réelles, en tenant compte en particulier des conditions d'humidité (section IV B).

A 3 Utilisation des données acquises sur le terrain et en laboratoire pour le fonctionnement du modèle NOE « Nitrous Oxide Emissions»

Les données acquises sur le terrain et en laboratoire ont été exploitées dans le but de répondre à la question : est-il possible de s'affranchir d'un suivi de terrain laborieux, et souvent dépendant de la maîtrise de l'erreur expérimentale, pour estimer un bilan de N_2O ?
Pour cela, nous avons retenu le modèle NOE (Hénault *et al.,* 2005) pour la simulation des émissions de N_2O. La production de N_2O par les sols résulte des processus de transformations microbiennes de

l'azote : dénitrification et nitrification. La calibration du modèle NOE avec les paramètres résultant des expérimentations et conditions de laboratoire permet de simuler, pour l'ensemble de la gamme des conditions hydriques, les émissions de N_2O pour chacun des deux processus.

L'état hydrique du sol est en effet, pour un contexte climatique donné et un système sol-plante donné, le paramètre le plus important pour un suivi dynamique des émissions de N_2O. Or, cet état hydrique est éminemment variable avec des maxima rarement mesurés et atteints sur de courtes durées. Afin d'éviter le biais d'une mauvaise estimation des teneurs en eau du sol, nous avons utilisé le modèle PASTIS pour reconstituer à un pas de temps horaire l'humidité du sol dans le but d'améliorer la qualité d'estimation des émissions par NOE, tout au long du cycle de culture. Les simulations des humidités du sol par PASTIS ont mis en évidence l'existence de teneurs en eau élevées, favorables à la dénitrification, qui n'avaient pas été couvertes par les mesures ponctuelles au champ.

Ainsi, les résultats de la simulation des émissions de N_2O par le modèle NOE sur la gamme de teneurs en eau renseignée par PASTIS, ont permis de montrer que :

(i) les deux processus de nitrification et de dénitrification doivent effectivement être pris en compte pour la compréhension des émissions de N_2O et que ces deux processus s'additionnent au cours du cycle cultural,

(ii) les émissions par dénitrification représentent des évènements ponctuels, mais d'amplitude très importante, avec un ordre de grandeur 15 fois supérieur à celui des émissions par nitrification,

(iii) sur la base d'une estimation annuelle, la contribution de la nitrification aux émissions totales de N_2O n'est pas du tout négligeable et s'élève à 35 et 31% pour SCV et OFF respectivement,

(iv) les mesures au champ effectuées dans ce travail semblent plutôt estimer les émissions de N_2O originaires de la nitrification que celles issues de la dénitrification.

Ceci est déduit des observations suivantes : d'une part, au moment des mesures, le sol est rarement à un niveau d'humidité WFPS supérieur à 70 %, d'autre part les niveaux des émissions mesurées est du même ordre de grandeur que celui simulé pour les émissions provenant de la nitrification. Les données simulées conduisent finalement à des émissions annuelles de l'ordre de 596 et de 359 g N-$N_2O.ha^{-1}.an^{-1}$ pour SCV et OFF respectivement, ce qui représente globalement 0,6 et 0,4 % de l'azote apporté au système par les pratiques de fertilisation sur chacun des systèmes. Cette valeur, bien que restant faible, se rapproche de celles citées dans la littérature et utilisées pour l'estimation des bilans de GES aux échelles nationales qui sont de l'ordre de 1,25% +/- 1%

En terme d'équivalent C-CO_2, et pour la somme N_2O + CH_4, le bilan annuel des émissions serait de 81 kg pour SCV et 50 kg pour OFF, soit une différence de 31 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$ en défaveur de SCV. Toutefois, ce différentiel représente seulement 10% du niveau du stockage de C supplémentaire dans le sol observé pour SCV par rapport à OFF.

En conclusion, on peut dire que le sol étudié, cultivé aussi bien sous systèmes SCV que OFF, est très faiblement émetteur de N_2O et de CH_4. Les mesures au champ et la modélisation s'accordent sur ce point. Le stockage de C dans le sol sous SCV est, lui, notable (350 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$) et cet effet positif n'est donc pas annulé, par des émissions importantes d'autres GES tels que N_2O et CH_4, qui auraient pu être induites par la pratique du SCV et la présence de résidus de plante de couverture en particulier.

L'impact du système SCV-sol ferrallitique étudié ici en milieu tropical semble donc bénéfique tant d'un point de vue agronomique que d'un point de vue environnemental : lutte contre l'érosion et la lixiviation de nitrates et séquestration de C.

B Perspectives

L'évaluation de la séquestration du C au niveau des agrosystèmes est une question très étudiée, mais très débattue aussi ; nous ne discutons dans cette section que quelques points concernant les limites (notamment méthodologiques) de notre étude et nous proposons quelques pistes de recherche qui nous sont apparues pertinentes pour l'estimation de la séquestration du C dans les sols agricoles tropicaux.

B 1 Aspects méthodologiques à améliorer (limites)

Cette thèse, avant tout expérimentale, et, qui plus est, de terrain, montre un exemple original d'utilisation de modèles. Les conclusions tirées encouragent à retenter l'expérience en évitant certains écueils et en améliorant certains points concernant en particulier le dispositif de mesures et l'approche modélisation

Le dispositif expérimental

L'instrumentalisation des parcelles expérimentales a nécessité de nombreux tests et considérations techniques. Les objectifs affichés de réalisation d'un bilan GES n'ont pas toujours été remplis à la hauteur des ambitions initiales.

Il est à retenir, particulièrement dans le cas des mesures de flux de GES au champ, que le niveau d'instrumentalisation possible sur le terrain est un facteur limitant de la qualité des résultats, et doit impérativement conditionner les objectifs et les ambitions de l'étude. La confrontation entre les mesures au champ et les résultats de simulation a mis en évidence la difficile maîtrise de l'objet d'étude « gaz ». En effet, la qualité du bilan de flux de GES dépend fortement de l'échantillonnage et de la méthode de suivi. Nous pouvons dire *a posteriori* que, pour un tel bilan, il faudrait coupler des mesures de routine à périodicité systématique à des mesures ponctuelles correspondant à des modifications exceptionnelles des conditions de production et censées modifier le bilan.

Cependant, ce travail montre que la seule mesure des flux de GES est insuffisante pour appréhender cette problématique environnementale. Le suivi des déterminants des émissions de GES apparaît indispensable, et ce à plusieurs titres :

(i) caractériser le milieu physique, chimique voire biologique de production et d'émission des GES,

(ii) rechercher les corrélations entre émissions mesurées et leurs déterminants, afin de…

(iii) pouvoir utiliser des modèles d'émissions des GES basés sur ces corrélations.

La modélisation

La modélisation, en complément de mesures de terrain indispensables, peut s'avérer très précieuse. A condition de renseigner correctement ses paramètres, les conditions initiales et les conditions aux limites, le modèle est censé simuler le fonctionnement de l'ensemble des systèmes observés, et donc

fournir à la fois les situations instantanées de variables d'état, et des bilans sur différents agrosystèmes.

Ainsi, nous avons vu l'intérêt d'utiliser la modélisation pour apporter un complément d'information et montrer que nous avions « raté » des périodes clés d'émissions de N_2O. Ceci nous conduira, dans le futur, à la définition d'un chronogramme de mesures au champ sensiblement différent de celui utilisé dans ce travail et préconisé par la littérature.

Cependant, le modèle doit être validé, et sur ce point particulier, notre démarche reste « exploratoire ». En effet, la validation du modèle est une phase particulièrement importante de la démarche, elle regroupe la validation interne et la validation externe. La validation interne concerne le plus souvent une analyse de la sensibilité du modèle aux valeurs des paramètres qui le constituent. Cette analyse a partiellement été menée dans les travaux de Hénault et Germon (2000) et Hénault *et al*. (2005). On insistera ici sur la grande sensibilité du modèle aux conditions hydriques. La validation externe consiste à confronter les résultats du modèle à une réalité physique, c'est-à-dire concrètement à des données qui n'ont pas été utilisées pour le construire. Il importe de bien veiller à ce que la validation externe d'un modèle ne soit pas conduite sur des données qui ont servi à l'établir. Dans cette étude, la confrontation des données mesurées au champ avec les simulations de NOE a permis de mettre en évidence que les mesures au champ correspondaient aux épisodes de nitrification et non à ceux de dénitrification. Il importe donc que les acquisitions de données soient judicieusement calées sur les périodes d'émission et sur des durées couvrant l'année de façon à prendre en compte les fluctuations temporelles et à ce que ces données soient exploitables pour l'élaboration ou la vérification des coefficients d'émissions. Par exemple, la calibration en conditions tropicales du modèle NOE incluant entre autres, les réponses de la nitrification et de la dénitrification à la température et une meilleure caractérisation des sols (teneur en carbone, WFPS), semble être indispensable pour affiner les simulations, bien que Hénault *et al*. (2005) aient montré à partir d'un jeu de données TRAGNET la bonne capacité du modèle à simuler des émissions en conditions tropicales (Puerto Rico).

B 2 Nouveau projet de recherche

Le thème du potentiel de séquestration des sols agricoles, nous l'avons vu, est très largement étudié.

La multiplication des réunions internationales (FAO, Rome, septembre 2000 ; Egypte, Maroc, Espagne 2001, etc.) sur le thème de l'agriculture de conservation et sur l'évaluation des stocks de C témoigne de l'intérêt de la communauté scientifique internationale pour ce sujet. Le choix et l'installation de sites expérimentaux, notamment au Brésil, visent à mettre en place des méthodologies et des modèles d'évaluation de la séquestration de C proposés par IPCC et à adapter aux pays tropicaux. Sur les mêmes sites, les effets de la séquestration du C sur les propriétés du sol et sa biodiversité devraient être mesurés afin d'évaluer tous les bénéfices du système. D'autre part, il apparaît nécessaire d'établir dans les pays en développement des ateliers pilotes pour le suivi et l'évaluation de l'agriculture pour les bilans de GES. Enfin, en 2000, un nouveau réseau international a été créé, le DMC (Systèmes basés sur le semis direct et le paillis, et le labour de conservation) qui inclut maintenant 60 institutions internationales et nationales. La CIRAD s'est joint à ce réseau et, avec différents financements français de coopération a mis en place un plan d'action dans plusieurs pays en développement (Brésil, Madagascar, Mali, Laos, Tunisie), où différentes pratiques agricoles sont testées avec la mesure des stocks de C des sols, les flux de CO_2 et les émissions de N_2O des

sites repérés. La Banque Mondiale est également fortement impliquée dans de nombreux programmes de diffusion et de vulgarisation sur le semis direct et les pratiques associées, en particulier au Brésil.

A mon sens donc, la question de l'impact de SCV sur la séquestration de C dépasse le cadre de la stricte évaluation agro-environnementale et revêt un intérêt en terme de développement agricole dans les pays du Sud. Ce dernier point est cohérent avec l'esprit de mes activités d'enseignement en agronomie et en agriculture tropicale au sein de l'ISTOM, école d'ingénieur en agro-développement international. Dans ce contexte enthousiasmant, j'entends poursuivre mon activité de recherche sur ce thème, en tirant parti des acquis de cette thèse. Je présente donc ici le projet de recherche dans lequel je vais m'intégrer en 3 temps :

(i) l'identification des systèmes SCV potentiellement séquestrants,
(ii) la présentation du site d'étude malgache dans le cadre d'une convention IRD-ISTOM en cours de signature,
(iii) la proposition d'une méthode d'évaluation de la séquestration du C sous SCV, intégrant les conclusions et les limites du présent travail de thèse.

Evaluation de l'impact d'autres SCV sur la séquestration du C

Nous avons vu au chapitre I la diversité des systèmes SCV et de leurs couvertures associées qu'elles soient mortes ou vives. Il serait intéressant d'appliquer le type d'évaluation du bilan de C fait dans cette étude à d'autres systèmes SCV. En dehors des conditions climatiques et édaphiques, les paramètres agronomiques pouvant induire une modification du bilan sont, entre autres :

(i) le niveau des restitutions par la couverture et le système racinaire,
(ii) la nature de la couverture (légumineuse ou non),
(iii) l'état de la couverture (vive ou morte),

Il serait également intéressant de prendre en compte la participation de la décomposition du paillis dans le cas du système SCV sur les flux de GES. Ce travail a déjà été mené pour CO_2, mais pas pour N_2O à notre connaissance ; dans le cas particulier d'une couverture de légumineuse, mais également après la culture de soja, les flux de N pourraient s'en trouver considérablement affectés.

Enfin, parmi les autres déterminants à prendre en considération, on peut citer :

(i) le nombre de cycles (une ou deux plantes de couverture),
(ii) la nature de la plante commerciale,
(iii) les traitements (engrais et pesticides) appliqués au système.

Le site d'étude de Madagascar

Suite aux nombreux travaux menés au Brésil sur le sujet de la séquestration et à ses conséquences agronomiques et environnementales du C, et qui concernent essentiellement une agriculture intensive, la recherche (CIRAD et IRD) s'intéresse particulièrement aujourd'hui aux systèmes de culture en agriculture familiale. L'agriculture malgache en est un exemple. En effet, à Madagascar, les travaux sur les systèmes de culture avec semis direct sous couverture végétale (SCV) ont débuté il y a plus de 10 ans, initié par le CIRAD et ses partenaires malgaches. Des études sur la capacité à séquestrer du C sous de tels systèmes sont en cours dans certaines régions (Rafazimbelo, 2005). En 2005, un projet de recherche dans le cadre de la collaboration IRD – CIRAD, l'université d'Antananarivo et FOFIFA a été lancé.

Les partenariats sont multiples : IRD : Unité de Recherche 179, LRI (Laboratoire des Radio-Isotopes, Université d'Antananarivo), FOFIFA (Centre National de Recherches appliquées au développement rural), CIRAD: URP-SCRID Antsirabe, TAFA (ONG).

L'objectif général de cette recherche est de tester des systèmes de culture alternatifs proposés par le CIRAD et ses partenaires malgaches, à l'échelle de la parcelle à partir des essais de moyenne et longue durée existants, ou de nouveaux à mettre en place. En particulier, le projet de recherche a pour but :

(i) d'évaluer la capacité de stocker du C dans les sols selon les systèmes,
(ii) d'estimer, par des méthodes de laboratoire, la qualité (localisation, résistance à la minéralisation) du C stocké,
(iii) de quantifier contrôler les pertes en C par minéralisation et/ou par érosion,
(iv) d'estimer les flux de GES (CO_2, CH_4, N_2O),
(v) à étudier les processus biologiques à l'origine de ces flux (notamment les déterminants des processus d'émission de N_2O) dans les agro-écosystèmes tropicaux.

Les deux processus de stockage et contrôle des pertes permettront d'évaluer la séquestration du C dans les sols.

Autres déterminants de la séquestration de carbone

Ce projet de recherche sera l'occasion d'évaluer la séquestration de C sous SCV, dans la continuité thématique du Brésil mais dans un autre cadre bioclimatique, et avec des améliorations méthodologiques qui sont apparues nécessaires dans cette thèse. En effet, la contribution apportée par cette thèse au champ des connaissances soulève des questions plus ou moins générales, dont les réponses concernent tant la théorie que l'expérimentation.

L'usage de modèles couplés et renseignés à partir des mesures de terrain et de laboratoire semble être la voie suivie par la plupart des équipes de recherche actuelles travaillant sur les flux de gaz en parcelles agricoles. Ces perspectives de recherche nécessitent une bonne connaissance des déterminants des émissions de GES et des impacts des systèmes étudiés sur ces déterminants. Je pense important de développer l'approche des autres déterminants de la séquestration de carbone non directement pris en compte dans cette thèse.

Considérant que l'évolution des variables hydriques et thermiques et que la disponibilité des minéraux dans le profil cultural sont renseignés par une bibliographie riche, il serait intéressant de préciser l'impact des déterminants ci-dessous et, de fait, non abordés dans cette thèse :

(i) Activité de la macrofaune,

On pourra aborder plus particulièrement le rôle de la macrofaune sur la mobilisation des résidus en surface, le rôle et la qualité et la quantité de la microfaune dans la dynamique de minéralisation des résidus de surface, de la MO du sol et sur la compréhension des relations entre la dynamique du C et l'état du profil cultural. Ces données seraient à intégrer dans un modèle de fonctionnement plus général du sol ou du système sol-plante.

(ii) Activité de la biomasse microbienne,

La biomasse microbienne du sol conditionne l'ensemble des processus de production de GES dans le sol. Aussi, les populations microbiennes impliquées dans les différents processus de production de GES doivent être suivies *in vitro* dans un premier temps afin de préciser notamment leurs conditions

d'activité. . En ce sens, elle est un objet d'étude prioritaire. Il s'agirait par exemple de vérifier sur les horizons superficiels l'effet des pratiques des SCV sur la quantité et les fonctionnalités (populations nitrifiantes et dénitrifiantes, populations méthanogènes par exemple). De telles mesures sont très délicates à conduire *in situ,* il s'agit la plupart du temps d'études basées sur des incubations de sols. Les méthodes analytiques associées sont très spécifiques et peuvent relever de la génétique (dosage ADN du sol, caractérisation des gènes fonctionnels).

(iii) Structure du sol.

Les pratiques de SCV modifient la structure et la porosité du sol, en particulier des horizons superficiels. Dans cette thèse, nous n'avons utilisé que les densités apparentes comme indicateur de la porosité. Une expérience préliminaire conduite au Laboratoire de Géologie de l'ENS a permis de caractériser par imprégnation à la résine puis analyse d'image le système poral des sols sous SCV et OFF. A ce sujet, plusieurs auteurs (Renault, Sierra, Khalil) se sont intéressés à l'organisation interagrégats et intraagrégats pour mieux comprendre les conditions de production et de diffusion de N_2O.

Ce premier aperçu des perspectives de recherche, dans la continuité de ce travail de thèse laisse présager des résultats intéressants du point de vue de l'étude de la séquestration du C dans les sols en fonction des pratiques culturales. Ainsi, mon projet de recherche en collaboration avec l'ISTOM et l'IRD 179 URSeqBio portera à partir de novembre 2005 sur la caractérisation des potentialités des sols malgaches de ces systèmes de culture à émettre des GES et aux modalités de la modélisation de ces flux.

De nombreux aspects évoqués précédemment, en particulier les activités biologiques avec un accent particulier sur l'agrégation, tant pour des problèmes de conservation de bonnes propriétés des sols que pour la compréhension des processus de protection du C contre la minéralisation, structure, etc. font complètement partie des recherches affichées et déjà débutées à Madagascar par l'UR 179 SeqBio par des chercheurs de l'IRD en place, des partenaires malgaches et d'autres partenaires français (CIRAD, INRA).

Ma contribution à ce vaste programme pour les trois années à venir concernera essentiellement la modélisation des flux de GES, en particulier N_2O. Pour ce faire, je me propose dans un premier temps de participer à la mise en place du dispositif expérimental (bases, chambres fermées) et du plan d'échantillonnage (répétitions, mesures exceptionnelles) au champ sur le dispositif expérimental de Madagascar ainsi que du recueil des données de terrain et de laboratoire : ce recueil se fera dès 2006 à travers notamment l'implication de 2 stagiaires de l'ISTOM co-encadrés par Lydie Lardy-Chapuis, chercheur de l'IRD en poste à Madagascar et moi-même. L'ensemble des données collectées sera raisonné afin d'alimenter un modèle « NOE tropical » et de tester si le modèle peut être amélioré par la prise en compte de fait de certaines activités biologiques (microbiennes et fauniques) facilement mesurables et de paramètres liés à la structure du sol.

Conclusion

La séquestration de C par les écosystèmes continentaux ainsi que le cycle de l'azote en milieu agricole sont largement étudiés dans le cadre de la lutte contre l'augmentation des GES dans l'atmosphère (Protocole de Kyoto). Différentes échelles sont abordées, du mètre carré au continent, en passant par la parcelle cultivée. Dans ces études, les sols font l'objet d'une attention particulière puisqu'ils constituent le plus gros réservoir de C superficiel de la planète (Schimel, 1995). De plus, le sol représente un des compartiments de stockage du C et de l'azote dont l'homme, par ses actes techniques (défriche, mise en culture, labour, amendements...), peut prétendre maîtriser l'évolution. L'évaluation des flux et des stocks de C et d'azote dans les sols est donc un thème incontournable de l'étude des bilans de C et d'azote des écosystèmes continentaux. De plus, il est établi que les flux de C et d'azote sont gouvernés par les états physique, chimique et biologique qui caractérisent le sol, et que les évolutions de ces états sont tributaires des interventions culturales.

L'exemple étudié dans cette thèse concerne un système de semis direct sous couverture végétale dont l'impact est évalué sur le bilan de séquestration de C dans le cas d'un sol brésilien de la région des *Cerrados*. Cette thèse étudie la dynamique saisonnière des flux de GES à la surface du sol selon des itinéraires techniques contrastés (SCV en comparaison avec OFF), à l'échelle spatiale de la parcelle. Les flux de gaz sont conditionnées par un ensemble complexe et extrêmement variables de paramètres : le climat, les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol, l'occupation du sol, le travail du sol, la gestion des résidus de récolte, et la conduite de la culture.

Les différents chapitres de la thèse établissent la conclusion générale d'un bilan positif de séquestration de C en faveur du semis direct. Le SCV testé séquestrerait de l'ordre de 300 kg équivalent $C\text{-}CO_2.ha^{-1}.an^{-1}$. Toutefois, établir le bilan des GES pour un ensemble de pratiques agricoles nécessite une compréhension et une maîtrise fine des mécanismes d'émission de ces gaz, extrêmement variables ne serait-ce que dans le but de bien cibler les mesures qui permettront de déduire le bilan des flux. Une partie importante de la thèse traite de la réflexion autour du protocole expérimental et de la pertinence de l'usage d'un modèle pour mieux maîtriser la grande variabilité des conditions d'émissions. En effet, l'utilisation de NOE a montré que les très faibles flux mesurés sur le terrain correspondaient aux flux de nitrification, sont environ 10 % du total des émissions annuelles. C'est la proposition que nous formulons à l'issue de ce travail et dans la perspective d'autres évaluations de pratiques culturales du point de vue du bilan de séquestration de C. Ainsi, selon nous, à partir d'un suivi agronomique simple, un modèle du type de celui utilisé dans ce travail, une fois bien calibré (par des expériences de laboratoire) et bien renseigné par des mesures de terrain permettrait de prévoir les émissions sur une année, puis d'extrapoler à des périodes plus longues. Cette démarche, une fois généralisée et étendue à de nombreuses situations agricoles, contribuera à faciliter le suivi prévu dans le protocole de Kyoto et permettrait d'ajuster au mieux les dispositions de réduction d'émission prévues dans les protocoles internationaux.

Bibliographie

ABBADIE, L., LENSI, R. 1990. Carbon and nitrogen mineralization and denitrification in a humid savanna of West Africa (Lamto, Côte d'Ivoire). *Acta Oecologica*, 11: 717-728.

ALVES, E. CONTINI, E. HAINZELIN É. 2005. Transformations de l'agriculture brésilienne et recherche agronomique *Cahiers Agricultures,* 14(1) pp 19-24.

AMBUS P., ROBERTSON G.P. 1998. Automated near-continous measurement of carbon dioxide and nitrous oxide fluxes from soil. *Soil science society of America journal,* 62(2): 394-400.

ARDENGHI, A.F. 1989. *Efeito de métodos de preparo do solo e de controle de plantas daninhas sobre propriedades físicas e químicas de um Latossolo Roxo Eutrófico, cultivado com milho, durante dez anos*. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas), Universidade Federal de Viçosa,. 68 p.

ARROUAYS, D., PELISSIER, P. 1994. Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France, *Plant & Soil,* 160, 215–223.

ARROUAYS, D., BALESDENT, J., GERMON, J.C., JAYET, P.A., SOUSSANA, J.F., STENGEL, P. 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?* Expertise scientifique collective, INRA, 335 p.

AULAKH, M.S., DORAN, J.W., MOSIER, A.R. 1992. Soil denitrification--significance, measurement, and effects of management*, Advances in soil sciences*, 18, p. 1-57.

BAGGS, E.M. 2001. Nitrous oxide release from soils receiving N-rich crop residues and paper mill sludge in eastern Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* 1761: 1-15.

BALESDENT, J., BALABANE, M. 1996. Major contributions of rooots to soil carbon storage interferred from Maize cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1261-1263.

BALESDENT, J., CHENU, C., BALABANE, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research,* 53: 215–220.

BARTON, L., MCLAY, C.D.A., SCHIPPER, L.A., SMITH., C.T. 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: A review. *Aust. J. Soil Res*., 37:1073–1093

BATJES, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science,* 47: 151–163.

BAYER, C., MARTIN-NETO, L., MIELNICZUK, J., CERETTA, C.A. 2000. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance, *Soil et Tillage Research,* 53 : 95-104.

BAYER, C., MIELNICZUK, J., MARTIN-NETO, L., ERNANI P.R. 2002. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil, *Plant & Soil,* 238 133-140.

BEKKU, Y., IWAKI, H., KOIZUMI, H., NAKADAI, T. 1995. Measurement of soil respiration using closed chamber method: an IRGA technique. *Ecological research,* 10: 369-373.

BERGES, M. G. M., & CRUTZEN, P. J. 1996. Estimates of global N_2O emissions from cattle, pig and chicken manure, including a discussion of CH_4 emissions. *Journal of Atmospheric Chemistry,* 24:241-269.

BERNOUX, M., FELLER, C., CERRI, C.C., ESCHENBRENNER, V., CERRI, C.E.P. 2005. Soil carbon sequestration. In: (ROOSE E., LAL R., FELLER C., BARTHÈS B., STEWART B. (éd.). *Erosion and Carbon Dynamics. Advances in Soil Science*, CRC Publisher USA, 300 pp. ISBN: 1566706882

BERNOUX, M., CERRI, C.C., CERRI, C.E.P., SIQUEIRA NETO, M., METAY, A., PERRIN, A.S., SCOPEL, E., BLAVET, D., PICCOLO, M.C. , PAVEI, M., MILNE, E., Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agronomy for Sustainable Development*. Accepté pour publication dans le premier numéro de 2006.

BIRCH, H. 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant & Soil*, 10 :1–31.

BLANCANEAUX, Ph., FREITAS, P.L. de, AMABILE, R.F., *et al.* 1993. Le semis direct comme pratique de conservation des sols des Cerrados du Brésil central. *Cahiers Orstom*, série Pédologie, Paris, 28, p.253-275.

BORJESSON, G., SVENSSON, B.H. 1997. Nitrous oxide emissions from landfill cover soils in Sweden. *Tellus,* 49B:357-363.

BOUWMAN, A.F. 1998. Nitrogen oxides and tropical agriculture. *Nature*, 392:866-867.

BREMMER, J.M. 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49: 7-16.

BREMNER, J.M., BLACKMER, A.M. 1981. Terrestrial nitrification as a source of atmospheric nitrous oxide. In: DELWICHE C.C. (Ed.), *Denitrification, Nitrification and Atmospheric N_2O*. Wiley, Chichester, p. 151–170.

BROSSARD, M., BARCELLOS, A de O. 2005. Conversion du *Cerrado* en pâturages cultivés et fonctionnement des Ferralsols. *Cahiers agriculture,* 14(1), 64- 69.

BURFORD, J.R., BREMNER, J.M. 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter, *Soil Biology and Biochemistry*, 7, 389–394.

CAMPAHNOLA, C., LESAFFRE, B., 2005. La recherche agronomique en partenariat avec le Brésil. *Cahiers de l'agriculture*, 14(1) pp 9-10.

CHAN, K. Y., HEENAN, D.P., OATES, A. 2002. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil and Tillage Research*, 63: 133-139.

CHEN, D., WANG, M. 1993. Influence of soil and atmospheric conditions on methane emission from rice paddy field. *Advances in Earth Sciences*, 8, 37-45

CHEN, G.X., HUANG, G.H., HUANG, B., WU, J., YU, K.W., XU, H., XUE, X.H., WANG, Z.P. 1997. Nitrous oxide and methane emissions from soil-plant systems. *Nutrient cycling in agroecosystems,* 49: 41-45.

CHEVALLIER T. 1999. *Dynamique et determinants du stockage du carbone dans un vertisol sous prairie.* Thèse de doctorat. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, 142 p. + Annexes.

CHEVALLIER, T., BLANCHART, E., ALBRECHT, A., FELLER, C. 2004. The physical protection of soil organic carbon in aggregates: a mechanism of carbon storage in a Vertisol under pasture and market gardening (Martinique, West Indies). *Agriculture, Ecosystems and Environment* , 103 : 375-387.

CHOUDHARY, M. A.; AKRAMKHANOV, A.; SAGGAR, S. 2002. Nitrous oxide emissions from a New Zealan cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93: 33-43.

CHRISTENSEN, B.T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary size and density separates. *Advances in Soil Sciences*, 20: 1-90.

CLARK, M., JARVIS, S., MALTBY, E. 2001. An improved technique for measuring concentration of soil gases at depth in situ. *Communication in soil science and plant analysis,* 32: 369-377.

COPPENS, F. 2005. *Water, carbon and nitrogen dynamics in soil: influence of crop residue location and quality* . Thèse de l'INA P-G, le 31 mars 2005, 230 p.

CROVETTO LAMARCA, C. 1996. Stubble over the soil : the vital role of plant residue in soil management to improve soil quality. *American Society of Agronomy*, Inc. 245 p.

CURTIN, D., WEN, G. 1999. Organic Matter Fractions Contributing to Soil Nitrogen Mineralisation Potential. *Soil Science Society of American Journal,* 63: 410-415.

DENMEAD, O.T. 1979. Chamber systems for measuring nitrous oxide emissions from soils in the field. *Soil Science Society of America Journal*, 43: 89-95.

DERPSCH, R., ROTH, C.H., SIDIRAS, N., KÖPKE, U. 1991. *Controle da erosao no Parana, Brasil : sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo*, GTZ, IAPAR, Brésil, 272 p.

DOUNIAS, I. 2001. *Les systèmes de culture à base de couverture végétale et semis direct en zones tropicales*, ETUDES et TRAVAUX n° 19, CNEARC CIRAD-CA, 140 p.

DUXBURY, J.M., SMITH, M.S. and DORAN, J.W. 1989. Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C., OADES, J.M., UEHARA, G. (Eds.), *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems.* NifTAL Project, University of Hawaii, Honolulu, pp. 33-67.

EMBRAPA. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 412p.

ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E., REICH, P. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 192–194

FAO/IIASA. 1999. World Agro-Ecological Zoning. Food and Agriculture Organization, Rome

FAO, IFA. 2003. *Estimations des émissions gazeuses de NH_3, NO et N_2O par les terres agricoles à l'échelle mondiale*. Association internationale de l'industrie des engrais Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome, 121 p.

FELLER, C. Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. Application aux sols tropicaux à textures grossières, très pauvres en humus. Cah. ORSTOM, sér. Pédol., 1979, 17: 339-346.

FELLER, C., BEARE, M.H. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79, 69-116.

FELLER, C., ALBRECHT, A., BLANCHART, E., CABIDOCHE, Y.M., CHEVALLIER, T., HARTMANN, C., ESCHENBRENNER V., LARRÉ-LARROUY M.C., NDANDOU J.F. 2001. Soil organic carbon sequestration in tropical areas. General considerations and analysis of some edaphic determinants for lesser Antilles soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 61, 19-31.

FINDELING A. 2001. *Etude et modélisation de certains effets du semis direct avec paillis de résidus sur les bilans hydrique, thermique et azoté d'une culture de maïs pluvial au Mexique.* Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et Forêts de Montpellier, 422 p.

FIRESTONE, M.K., DAVIDSON, E.A. 1989. Microbial basis of NO and N_2O production and consumption in soil. In*:* ANDREAE, M.O., SCHIMEL, D.S. (éd.), *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. Berlin: John Wiley & Sons, p. 7–21.

FONTELLE, J.P., CHANG, J.P., *et al.* 2001. *Inventaires des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations unies sur le Changement Climatique*. CITEPA-MATE, Paris, 40 pp.

FOWLER, D., SKIBA, U., HARGREAVES, K.J. 1997. Emissions of nitrous oxide from grasslands. In: JARVIS, S.C., PAIN, B.F. (éd.), *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*: CAB International, Wallingford, UK, 147-164.

GANRY, F., FELLER, C., HARMAND, J-M., GUIBERT, H. 2001. The management of soil organic matter in semi-arid Africa for annual cropping systems. *Nutrient Cycling In Agroecosystems*, 61, 1-2, 103-118.

GARCIA TORRES, L., GONZALEZ FERNANDEZ, P. 1997. (éd.). *Agricultura de Conservación: Fundamentos agronómicos, medioambientales y economicas*. Asociación Española Laboreo de conservación/suelos vivos, Córdoba, Spain, 372 pp.

GARNIER, P., NEEL, C., MARY, B., LAFOLIE, F. 2001. Evaluation of a nitrogen transport and trnsformationb model in a bare soil. *European Journal of Soil Science* 52: 253-268.

GARNIER, P., NEEL, C., AITA, C., RECOUS, S., LAFOLIE, F., MARY, B. 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European Journal of Soil Science*, 54 (3), 555-568.

GARRIDO, F., HÉNAULT, C., GAILLARD, H., PÉREZ, S., GERMON, J. C. 2002. N_2O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 559-575.

GERMON, J.C., TAUREAU, J.C. 1991. Simplification du travail du sol et transformation de l'azote : conséquences sur le lessivage des nitrates. *Perspectives Agricoles*, 161, 40-51.

GERMON, J.C., COUTON, Y. 1999. La dénitrification dans les sols, *Le Courrier de l'Environnement*, n°38.

GIEC, 1996. Revised guideliness for national greenhouse gas inventories. Cambridge University Press, IPCC,.

GIEC, 2001. Bilan 2001 des changements climatiques : les éléments scientifiques, IPCC, 90 p.

GIRARD, M.C., WALTER, C., BERTHELIN, J., REMY, J.C., MOREL, J.L. 2005. *Sols et Environnement. Cours et Etudes de cas.* Dunod, coll. Sciences Sup., 832 p.

GRANLI, T., BØCKMAN, O.C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Science,* Supplement No. 12. 128p

HANSON, P.J., EDWARDS, N.T., GARTEN, C.T., ANDREWS, J.A.. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48: 115-146.

HAVARD-DUCLOS, B. Les plantes fourragères tropicales, Maisonneuve etLarose, 1967, 397 p.

HEAL, O.W., ANDERSON, J.M., SWIFT, M.J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: CADISCH, G., GILLER, K.E. (éd.). 1997. *Driven by nature: plant litter quality and decomposition.* CAB International, Wallingford, p 3–30

HEIN, R., CRUTZEN, P.J., *et al.* 1997. An inverse modelling approach to investigate the global atmospheric methane cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, , 11: 43-76.

HENAULT, C., GERMON, J.C. 1995. Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote (N_2O) par les sols. *Agronomie*, 15, 321-355.

HÉNAULT, C., GERMON, J.C. 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, 51: 257-270.

HÉNAULT, C., CHÈNEBY, D., HEURLIER, K., GARRIDO, F., PEREZ, S., GERMON, J.C. 2001. Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N_2O emission on the field scale. *Agronomie,* 21(8): 713-723.

HENAULT, C., BIZOUARD, F., LAVILLE, P., GABRIELLE, B., NICOULLAUD, B., GERMON, J.C., CELLIER, P. 2005. Predicting *in situ* soil N_2O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, 11, 115-127. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2004.00879.x

HENIN S, DUPUIS M. 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Annales agronomiques (nouvelle série)*, 3,17-29 .

HERGOUALC'H, K. 2004. *Formation d'oxyde nitreux par nitrification et dénitrification en fonction de l'humidité du sol.* Étude d'un sol volcanique sous différents systèmes caféiers au Costa Rica. ENSAIA. Nancy, INPL, France, 29 p.

HIEN, E. 2004. *Dynamique du carbone dans un Acrisol ferrique du Centre Ouest Burkina: Influence des pratiques culturales sur le stock et la qualité de la matière organique*. Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique, 140 p.

HUTCHINSON, G.L., MOSIER, A.R. 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal*, 45: 311-316.

HUTCHINSON, G.L., LIVINGSTON, G.P. 1993. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: HARPER, L.A., MOSIER, A.R., DUXBURY, J.M., ROLSTON, D.E. (éd.) *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. ASA Spec. Publ. 55, Madison, WI, pp. 63-78

INIFAP. 1997. *Avances de Investigación en labranza de conservación I, Libro técnico N˘r1*. Centro Nacional de Investigación para Producción Sostenible,

IPCC. 1996. Technical Summary. In : WATSON, R.T., ZINYOWERA, M.C., MOSS, R.H. (éd.), *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific- Technical Analyses*, Contribution of Working Group II to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1–53.

JARVIS, N.J. 1994. The MACRO model (Version 3.1). Technical description and sample simulations. Rep. and Diss. 19. Dep. of Soil Sci., Swedish Univ. of Agric. Sci., Uppsala.

JENKINSON, D.S., RAYNER, J.H. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123, 298-305.

JENKINSON, D.S., ADAMS, D.E., *et al.* 1991. Model estimates of CO_2 emissions from soil in response to global warning. *Nature*, 351, 304-306.

JENSEN, L.S, *et al.* 1996. Soil surface CO_2 flux as an index of soil respiration *in situ*: comparison of two chamber methods. *Soil biology and biochemistry*, 28(10:11): 1297-1306.

KHALIL, K., 2003. *Emissions de N_2O par nitrification et dénitrification à l'échelle de la motte de sol: effet de la structure du sol, de l'aération et des activités microbiennes*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 294 p.

KOUAKOUA, E., SALA, G.H., BARTHES, B., LARRÉ-LARROUY, M.C., ALBRECHT, A., FELLER, C. 1997. La matière organique soluble à l'eau chaude et la stabilité de l'agrégation. Aspects méthodologiques et application à des sols ferrallitiques du Congo. *European Journal of Soil Science*, 48 : 239-247.

KROEZE, C., MOSIER, A., BOUWMAN, L. 1999. Closing the N_2O budget : a retrospective analysis. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 1-8.

KUSHWAHA, C., TRIPATHI, S., SINGH, K. 2000. Variations in soil microbial biomass anbd N availability due to residue and tillage management in a dryland rice agroecosystem. *Soil & Tillage Research*, 56 :153–166.

LAFOLIE, F. 1991. Modelling water flow, nitrogen transport end root uptake including physiscal non-equilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer Research*. 27: 215-231.

LAGAYE, C. 1999. *Caractérisation de parcelles expérimentales à Goiânia, état de Goiás, Brésil. Mémoire d'ingénieur*. Institut National Agronomique Paris-Grignon, 50p.

LAL R. 1995. Tillage systems in the tropics. Management options and sustainability implications. In *FAO Soils Bulletin* n°71, Rome (Italie), 206 p.

LAL, R. 1999. Global carbon pools and fluxes and the impact of agricultural intensification and judicious land use. In: *Prevention of land degradation, enhancement of carbon sequestration and conservation of biodiversity through land use change and sustainable land management with a focus on Latin America and the Caribbean. World Soil Resources Report* 86. FAO, Rome, pp 45–52

LANCASHIRE, P.D., BLEIHOLDER, H. VAN DEN BOOM, T. LANGELÜDDEKE, P., STRAUSS, R., WEBER, E., WITZENBERGER, A. 1991. Auniform decimal code for growth stage of crop and weeds. *Ann. Appl. Biol.*, 119, 561-601.

LAVELLE, P. 2000. Ecological Challenges for Soil Science. *Soil Science*, 165(1): 73-86.

LAVELLE, P., SPAIN, A.V. 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 654 pp.

LELIEVELD, J., CRUTZEN, P.J. *et al.* 1998. Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus*, 50 B: 128-150.

LENSI, R., MAZURIER, S., *et al.* 1986. Rapid determination of the nitrification potential of an acid forest soil and assessment of its variability. *Soil biology and biochemistry*, 18(2): 239-240.

LHOSTE, P. 2001. *L'étude et le diagnostic des systèmes d'élevage.* Atelier de Formation des agronomes SCV, Madagascar, 13-23 mars 2001, 32 p.

LI, C., FROLKING, S., FROLKING, T. 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events, Part 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research,* 97: (D9). 9759–9776.

LIM, B., BOILEAU, P. 1999. Methods for assessment of inventory data quality : issues for an expert IPCC meeting. *Environmental Science and Policy*, 2: 221-227.

LIVINGSTON, G.P., HUTCHINSON, G.L. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: application and sources of error. In: MATSON, P.A., HARRISS, R.C. (éd.), *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*: Blackwell Science, Oxford, 14-51.

LOBY de BRUYN, L.A. 1997. The status of soil macrofauna as indicators of soil health to monitor the sustainability of Australian agricultural soils. *Ecological economics*, 23: 167–178.

MANDO, A. 1997. *The role of termites and mulch in the rehabilitation of crusted Sahelian soils*. Tropical resource management papers, Wageningen Agricultural University, 99 p.

MARAUX, F., LAFOLIE, F. 1998. Modeling Soil Water Balance of a Maize-Sorghum Sequence. *Soil Science Society American Journal,* , 62 : 75-82.

MARY, B., GUÉRIF, J. 1994. Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol. *Cahiers Agricultures*, 3 :247–257.

MARY, B., RECOUS, S., DARWIS, D., ROBIN, D. 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant & Soil,* 181, 71-82.

MATTHIAS, A.D., YARGER, D.N., WEINBECK, R.S. 1978. A numerical evaluation of chamber methods for determining gas fluxes. *Geophysical Research Letters*, 5: 765-768.

MAZOYER, M., ROUDART, L. 1997. *Histoire des agricultures du monde, du néolithique à la crise contemporaine*. Editions du Seuil, 515 p.

MEIXNER, F.X., FICKINGER, T., MARUFU, L., SERCA, D., NATHAUS, F.J., MAKINA, E., MUKURUMBIRA, L., ANDREAE, M.O. 1997. Preliminary results on nitric oxide emissions from southern African savannah ecosystem, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, 123-138.

MENDEZ del VILLAR, P., MAGRI FEREIRA, C. 2005. Dynamiques territoriales de la culture du riz pluvial dans la région centrale du Brésil. *Cahiers Agricultures*, 14, n°1, pp 40-45.

METAY, A. 2001. Emissions de gaz à effet serre et respiration sur des sols tropicaux sous semis - direct, offset et labour profond. Mémoire de DEA Fonctionnement physique, chimique et biologique de la biosphère continentale. Paris, Ecole Normale Supérieure Ulm, Université Paris VI, 59 p.

METAY, A., OLIVER, R., DOUZET, J.M., BERNOUX, M., FELLER, C., FEIGL, B., RODRIGUES, A., MOREIRA, J.A., SCOPEL, E. 2003. Short–term evolution of C-CO_2 emissions for a brazilian oxisol: effect of tillage and rainfall. 2nd World Congress on Conservation Agriculture, Iguassu Falls, 11-15 August 2003, (Poster).

METAY, A. 2004. Influence of no-tillage and cover plants on N_2O production and emission from soils in the *Cerrados* (Brazil), International conference on greenhouse gas emissions from agriculture, mitigations options and strategies, Congress communications, Leipzig, Germany, February 2004, (Poster).

MEYER, C.P., GALBALLY, I.E, WANG, Y.P., WEEKS, I.A., JAMIE, I.M., GRIFFITH, D.W.T. Two automatic chamber techniques for measuring soil-atmosphere exchanges of trace gases and results of their use in the Oasis field experiment. In: *CSIRO Atmospheric Research Technical Paper*: No. 51, 2001, 30p

MINETTE, S. 2000. Etude de l'impact des techniques de semis direct sur les caractéristiques physiques et biologiques des sols des *Cerrados* Brésiliens. Mémoire de fin d'études. ENSA & CIRAD, Rennes & Montpellier, 2000, 53 p.

MOLDRUP, P., OLESEN, T., SCHJONNING, P., YAMAGUCHI, T., ROLSTON, D.E. Predicting the Gas Diffusion Coefficient in Undisturbed Soil from Soil Water Characteristics. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64: 94-100

MOSIER, A.R. 1997. Methane and nitrous oxide fluxes in grasslands in western Porto Rico. *Chemosphere,* 35(9): 2059-2082.

MOSIER, A.R., KROEZE, C., *et al.* 1998. Closing the global N_2O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling Agroecosystem*, 52: 225-248.

MOSIER, A.R., KROEZE, C., NEVISON, C., OENEMA, O., SEITZINGER, S., VAN CLEEMPUT, O. 1998. Closing the global N_2O budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* , 52:225-248.

MOSIER, A.R., MORGAN, J.A., KING, J.Y., LECAIN, D., MILCHUNAS, D.G. 2002. Soil-atmosphere exchange of CH_4, CO_2, NOx and N_2O in the Colorado shortgrass steppe under elevated CO_2, *Plant & Soil*, 240: 200–211.

MRABET, R. 2001. Le Semis Direct: Une technologie avancée pour une Agriculture durable au Maroc. *Bulletin de Transfert de Technologie en Agriculture*. MADREF-DERD, Nº 76, 4p.

MUMMEY, D.L, SMITH, J.L, BOLTON, H Jr. 1997. Small-scale spatial and temporal variability of N_2O flux from a shryb-steppe ecosystem. *Soil biology and biochemistry*, 29(11/12): 1699-1706.

MUMMEY, D.L., SMITH, J.L., BLUHM, G. 1998. Assessment of alternative soil management practices on N_2O emissions from US agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* 70 79±87.

NAMAN, F., SOUDI, B., CHIANG, C. Impact de l'intensification agricole sur le statut de la matière organique des sols en zones irriguées semi-arides au Maroc. *Etude et gestion des sols*, 2001, 8, 4, 2001. pages 269-277

NÉEL, C. 1996. *Modélisation du transfert et des transformations de l'azote : paramétrisation et évaluation . d'un modèle en sol nu*. Thèse de doctorat, Université Paris VI, Paris-Avignon, 254 p.

NIANE BADIANE, A., GANRY, F., JACQUIN, F. 1999. Les variations au champ de la biomasse microbienne d'un sol cultivé: conséquences sur la réserve organique mobilisable (cas d'un sol ferrugineux tropical au Sénégal). *Comptes-Rendus de l'Académie d'Agriculture de France,* 328: 45-50.

NICOLARDOT, B., MARY, B., HOUOT, S., RECOUS, S. 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, INRA, Reims (France), p. 87–103.

NORMAN, J.M., GARCIA, R., VERMA., S.B. 1992. Soil surface CO_2 fluxes and the carbon budget of a grassland. *Journal of Geophysical Research*, 97:18845-18853.

NORMAN, J.M., KUCHARIK, C.J., GOWER, S.T., BALDOCCHI, D.D., CRILL, P.M., RAYMENT, M., SAVAGE, K., STRIEGL, R.G. 1997. A comparison of six methods for measuring soil-surface carbon dioxide fluxes. *Journal of Geophysical Research,* 102(D24):28771–28777.

OLIVER, R. 2004. Gaz à effet de serre et carbone dans les systèmes de culture. Un bilan des gaz à effet de serre. In :*Agricultures du Sud, forêts tropicales, effet de serre : de nouveaux défis pour la recherche agronomique*. E. MALÉZIEUX, Cirad: 35 p.

OWENS, L.B., EDWARDS, W.M. 1993. Tillage Studies with a Corn-Soybean Rotation: Surface Runnoff Chemistry. *Soil Science Society of America Journal,* 57: 1055-1060.

PARRY, S., RENAULT, P., CHENU, C., LENSI, R. 1999. Denitrifcation in pasture and cropped soil clods as affected by pore space structure, *Soil Biology and Biochemistry*, 31 (4), pp 493-501.

PARTON, W.J., SCHIMEL, D.S., COLE, C.V., OJIMA, D.S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic levels of grasslands in the Great Plains. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1173-1179.

PARTON, W.J., SANFORD, R.L., SANCHEZ, P.A., STEWART, J.W.B. 1989. Modeling soil organic matter dynamic in tropical soils. In: D.C. COLEMAN, OADES, J.M., VEHARA, G. (éd). *Dynamic of soil organic matter in tropical ecosystems*.

PARTON, W.J., SCURLOCK, J.M.O., *et al.* 1993. Observations and modelling of biomass and soil organic matter dynamics for grassland biome worldwide. *Global Biogeochemical Cycles*, 7 (4), 785-809.

PARTON, W. J., MOSIER, A. R., *et al*. 1996. Generalized model for N_2 and N_2O production from nitrification and denitrification.*Global Biogeochemical Cycles*, 10: 401-412.

PASSIANOTO, C.C., AHRENS, T., FEIGL, B.J., STEUDLER, P.A., DO CARMO, J.B., MELILLO, J.M. 2003. Emissions of CO_2, N_2O and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia Brazil. *Biology and fertility of soils*, 18.

PATRICK, W.H.Jr., DELAUNE, R.D. 1977. Chemical and biological redox systems affecting nutrient availability in the coastal wetlands. *Geoscience & Man,* 18:131-137.

PAUL, E.A., CLARK, F.E. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Inc., 525 B Street, Suite 1900, San Diego, California, 92101-4495.

PEDERSEN, A.R., PETERSEN, S.O., VINTHER, F.P. 2001. Stochastic diffusion model for estimating trace gas emissions with static chambers. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 49-58.

PHILLIPS, R.E., BLEVINS, R.L., THOMAS, G.W., FRYE, W.W., PHILLIPS, S.H. 1980. No-tillage agriculture. *Science*, 208:1108-1113.

PINTO, A.S., BUSTAMANTE, M.M.C., KISSELLE, K., BURKE, R., ZEPP, R., VIANA, L.T., VARELLA, R.F., MOLINA, M. 2002. Soils emissions of N_2O, NO and CO_2 in Brazilian Savannas: effects of vegetation type, seasonnality and prescribed fires. *Journal of Geophysical Research*, 107.

RASMUSSEN, P.E., COLLINS, H.P. 1991. Long-term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions. *Advances in Agronomy,* 45: 93-134.

RASMUSSEN, P.E., ALBRECHT, S.L., SMILEY, R.W. 1998. Soil C and N changes under tillage and cropping systems in semi-arid Pacific Northwest agriculture. *Soil and Tillage Research*, 47: 197-205.

RAUNET M., SÉGUY L., FOVET-RABOT C. 1998. Semis direct sur couverture végétale permanente du sol : de la technique au concept. In *Gestion agrobiologique des sols et des systèmes de culture*, Actes de l'atelier international, Antsirabe, Madagascar, 23-28 mars 1998. CIRAD, collection Colloques, Montpellier, pp. 41-52.

RAUNET, M. 2003. *L'histoire du semis direct au Brésil*. Rapport CIRAD,71 p.

RECOUS, S., MACHET, J.M., MARY, B. 1992. The partitioning of fertilizer-N between crop and soil : comparison of ammonium and nitrate applications. *Plant & Soil*, 44 : 101-111.

RECOUS, S., ROBIN, D., DAEWIS, D., MACHET J.M. 1995. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. *Soil Biology Biochemistry,* 27 : 1529-1538.

REICOSKY, D.C., LINDSTROM, M.J. 1993. Fall tillage method: Effect on short-term carbon dioxide flux from soil. *Agron. J.*, 85:1237-1243.

REICOSKY, D.C., DUGAS, W.A., TORBERT, H.A. 1997. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. *Soil Tillage Res.*, 41:105-118.

RENAULT, P. 2000. Propositions de protocoles pour suivre les pertes d'azote par dénitrification *in situ*: application à l'expérimentation AQUAE 2001. Document INRA interne,.

REYES GOMES, V.M. 2002. *Quantification et modélisation des flux hydriques, thermiques, et azotés dans les systèmes de culture en semis direct avec couverture végétale dans la région des Cerrados brésiliens.* Thèse de l'Université Montpellier II. Sciences et techniques du Languedoc, 209 p.

RHOTON, F. 2000. Influence of time on soil response to no-till practices. *Soil Science Society of America Journal*, 64 :700–709.

ROBERT, M. 2002. *La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres. Rapport sur les ressources en sols du monde*, FAO, 57 p. + Annexes.

ROBERTSON, G.P. 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems : potential control on nitrogen retention, in mineral nutrient. In : PROCTER, J. (ed.), *Tropical Firest and Savanna Ecosystems*, Blackwell Scientific, Boston, pp 58-69.

ROCHETTE, P., ELLERT, B., GREGORICH, E.G., DESJARDINS, R.L., PATTEY, E. LESSARD, R. , JOHNSON, B.G. 1997. Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration, *Canadian Journal of Soil Science*, 77 (2), 195-203.

ROCHETTE P., GREGORICH, E.G. 1998. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO_2 evolution after three years of manure application. *Canadian Journal of Soil Science*, 78: 283-290.

ROCHETTE, P., ANGERS, D.A., COTE, D. 2000. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: I. Carbon dioxide fluxes and Microbial biomass carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64:1389-1395

ROCHETTE, P., ANGERS, D.A., BELANGER, G., CHANTIGNY, M.H., PREVOST, D., LEVESQUE, G. 2004. Emissions of N_2O from Alfalfa and Soybean Crops in Eastern Canada. *Soil Science Society of America Journal*, 68: 493-506.

ROLSTON, D.E., HOFFMAN D.L., TOY, D.W. 1978. Field measurement of denitrification. I. Flux of N_2 and N_2O. *Soil Science Society of America Journal*, 40, 259-266.

RYDEN, J.C., ROLSTON, D.E. The measurement of denitrification. In: FRENEY, J.R., SIMPSON, J.R., (éd.) *Gaseous loss of nitrogen from plant–soil systems*. Martinus Nijhoff Dr W. Junk Publishers, The Hague: 1983, 91-132.

SÁ, J.C.M. 1993. Manejo da fertilidade do solo no plantio direto. Fundação ABC, Castro, PR, Brazil.

SÁ, J.C.M., CERRI, C.C., LAL, R., DICK, W.A., VENZKE FILHO, S.P., PICCOLO, M.C., FEIGL, B. 2001. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Science Society of America Journal,* 65, 1486-1499.

SCHIMEL, D.S. 1995. Terrrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1, 77-91.

SCHROTH, G., SALAZAR, E., DA SILVA, J.P.Jr. 2001. Soil Nitrogen Mineralization under Tree Crops and a Legume Cover Crop in Multi-Strata Agroforestry in Central Amazonia : Spatial and Temporal Patterns. *Experimental Agricultural,* 37: 253-267.

SCHWEIZER, M. 2000. *Variability of factors affecting greenhouse gas fluxes (CO_2, N_2O and CH_4) on a dark red latossol cultivated with sugarcane* (Brazil). ETH diploma work. Piracicaba, Brazil, 36 p.

SCOPEL, E. 1994. *Le semis direct avec paillis de résidus dans la région de V. Carranza au Mexique : intérêt de cette technique pour améliorer l'alimentation hydrique du maïs pluvial en zones à pluviométrie irrégulière*. Thèse de doctorat, INA-PG, Paris, 353 p.

SCOPEL, E. 1999. Le semis direct avec paillis de résidus, vers de nouveaux itinéraires techniques pour la production de maïs pluvial dans l'Ouest mexicain. In : *Gestion agrobiologique des sols et des systèmes de culture*, Actes de l'atelier international, Antsirabe, Madagascar, 23-28 mars 1998. CIRAD, collection Colloques, Montpellier, pp. 355-365.

SCOPEL, E., CHAVEZ GUERRA, E., ARREOLA TOSTADO, J.M. 1999. Le semis direct avec paillis de résidus dans l'ouest mexicain : une histoire d'eau ? *Agriculture et Développement,* 21, pp. 71-86.

SCOPEL, E., DOUZET, J.M., MACENA DA SILVA, F.A., CARDOSO, A., ALVES MOREIRA, J.A., FINDELING, A., BERNOUX, M. 2005. Impacts des systèmes de culture en semis direct avec couverture végétale (SCV) sur la dynamique de l'eau, de l'azote minéral et du carbone du sol dans les *Cerrados* brésiliens. *Cahiers Agricultures,* Vol 14, n°1, pp 71-75.

SEBILLOTTE, M. 1978. Itinéraires technique et évolution de la pensée agronomique. C. R. Acad. Agric. France, LXIV, 906-914.

SEGUY, L., BOUZINAC, S. *et al*. 1993. Gestion des sols et des cultures dans les zones de frontières agricoles des cerrados humides du centre-ouest. Année agricole 1992/93. Document interne, CIRAD-CA, Montpellier, France. 83 pages.

SEGUY, L., BOUZINAC, S. 1996. *Du transfert de technologies Nord-Sud aux systèmes de semis direct en zone tropicale humide*. Dossier 55-96 CIRAD-CA/Rhodia-Brésil, 164 p + Annexes.

SEGUY, L., BOUZINAC, S., TRENTINI, A., CORTES, N.A. 1996. L'agriculture brésilienne des fronts pionniers, , *Agriculture et développement* n°12 (n° spécial).

SEGUY, L., BOUZINAC, S., TRENTINI, A. 1997. Une révolution technologique: la culture du riz pluvial au Brésil. International Rice Commission Newsletter Vol. 46. FAO.

SEGUY, L., BOUZINAC, S. 1998. Le semis direct du riz pluvial de haute technologie dans la zone tropicale humide du Centre Nord du Mato Grosso au Brésil : techniques actuelles, intégration dans les systèmes mécanisés de semis direct à base de soja et " *safrinhas* " et dans la réforme des pâturages dégradés. Document de travail CIRAD-CA, Brésil, 39 p.

SEHY, U., RUSER, R., MUNCH, J.C. 2003. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99, 97-111.

SIBBESEN, E., LIND, A.M. 1993. Loss of nitrous oxide from animal manure in dungheaps. *Acta Agricultural Scandinavica, Section B: Soil Plant Science*, 43: 16-20.

SIGUNGA, D.O. 2003. Potential denitrification: concept and conditions of its measurement. *Communication in soil science and plant analysis*, 34(17& 18): 2405-2418.

SILVEIRA, P. M. *et al*. 2000. Amostragem e variabilidade espacial de características químicas de um latossolo submetido a diferentes sistemas de preparo. *Pesq. Agropecu. Bras*., Brasília, v.35, n.10, p.2057-2064,.

SINGH, M., BHATTACHARYA, A.K., NAIR, T.V.R., SINGH, A.K. 2002. Nitrogen loss through subsurface drainage effluent in coastal rice field from India. *Agricultural Water management*, 52: 249-260.

SINGH, U., WILKENS, P., CHUDE, V., OIKEH, S. 1999. Predicting the effect of nitrogen deficiency on crop growth duration and yield. In: ROBERT P.C., *et al.* (éd.), *Proceedings of the Fourth International Conference on Precision Agriculture. 19-22 July 1998, St. Paul, Minnesota, USA,* 1379-1393. Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy.

SIX, J., FELLER, C., DENEF, K, OGLE S, M., SA, J.C.M., ALBRECHT, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: effect of no-tillage. *Agronomie*, 22, pp. 755-775

SIX, J., BOSSUYT, H., DEGRYZE, S., DENEF K. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research,* , 79 (1):7-31.

SKIBA, U.M., SHEPPARD, J.S., MACDONALD, J., FOWLER, D. 1998. Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmospheric environment*, 32(19): 3311-3320.

SMITH, J.L., HALVORSON, J.J., BOLTON, H.J. 1994. Spatial relationships of soil microbial biomass and C and N mineralization in a semi-arid shrub-steppe ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry.* 26: 1151-1159.

SMITH, K. A., ARAH, J.R. M. 1990. Losses of nitrogen by denitrification and emissions of nitrogen oxides from soils. *The Fertilizer Society Proceedings,* 299: 1-34.

SMITH, K.A., ARAH, J.R.M. 1992. Measurement and modeling of nitrous oxide emissions from soils. *Ecological Bulletins*, 42: 116-123

SMITH, K.A., SCOTT, A., GALLE, B., KLEMEDTSSON, L. 1994. Use of a long-path infrared gas monitor for measurement of nitrous oxide from soil. *Journal of Geophysical Research*, 99: 16,585-16,592.

SMITH, K.A., CLAYTON, H., TAGGART, I.P., THOMSON, P.E., ARAH, J.R.M., SCOTT, A. 1995. The measurement of nitrous oxide emissions from soil by using chambers. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, Series A, 351: 327-338.

SMITH, K.A., DOBBIE, K. 2001. The impact of sampling frequency and sampling times on chamber-based measurements of N_2O emissions from fertilised soils. *Global Change Biology*, 7: 933-945.

SMITH, K.A., BALL, T., CONEN, F., DOBBIE, K.E., MASSHEDER, J., REY, A. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interaction of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 54: 779-791.

STAGGENBORG, S.A., WHITNEY, D.A., FJELL, D.L., SHROYER, J.P. 2003. Seeding and nitrogen rates required to optimize winter wheat yields following grain sorghum and soybean. *Agronomy Journal*, 95:253–259.

STANFORD, G., VANDER POL, R.A., DZIENIA, S. 1975. Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39:284–289.

STEUDLER, P.A., BOWDEN, R.D., MELILLO J.M., ABER, J.D. 1989. Infuence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature,* 341, 314±316.

STEUDLER, P.A., JONES, R.D., CASTRO, M.S., MELILLO, J.M., LEWIS, D.L. 1996. Microbial controls on methane oxidation in temperate forest and Agricultural Soils. In: MURRELL, J.C., KELLY, P. (éd.), *Microbiology of Atmospheric Trace Gases*, NATO ASI Series, Vol I39. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Pages 69-84.

STRUWE, S., KJØLLER A. 1994. Potential for N_2O production from beech (Fagus silvaticus) forest soils with varying pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(8): 1003-1009.

TAVARES-FILHO, J., TESSIER, D. 1998. Influence des pratiques culturales sur le comportement et les propriétés de sols du Parana (Brésil*). Étude et gestion des sols*, 5: 61-71.

TESTA, V.M., TEIXEIRA, L.A.J., MIELNICZUK, J. 1992. Características químicas de um Podzólico vermelho-escuro afetadas por sistemas de culturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 16: 107-114.

TIESSEN, H., FELLER, C. SAMPAIO, E.V.S.B.; GARIN, P. 1998. Carbon sequestration and turnover in semi-arid savannas and dry forest. *Clim. Change*, 40: 105 - 117.

TRIOMPHE, B. 1996. Un système de culture original et performant dans une zone de montagne du tropique humide : la rotation maïs-*Mucuna* au Nord-Honduras. In : *Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides, Actes du séminaire, Montpellier, France, 13-17 novembre 1995.* CIRAD, collection Colloques, Montpellier, , pp 318-328.

TRIOMPHE B. 1999. Systèmes de culture avec plantes de couvertures au Mexique et en Amérique Centrale: expériences, leçons et perspectives futures. In : *Gestion agrobiologique des sols et des systèmes de* culture, Actes de l'atelier international, Antsirabe, Madagascar, 23-28 mars 1998. CIRAD, collection Colloques, Montpellier, pp. 75-91.

VAN SOEST, P.J. 1963. Use of detergents in analysus of fibrous feeds. II A rapid method for the determination of fiber and lignin, *J. Ass. Official Agric. Chem.*, 76.829.

VELTHOF, G.L., JARVIS, S.C., OENEMA, O. 1997. Spatial variability of nitrous oxide fluxes from grasslands: differences between soil types. In: JARVIS, S.C., PAIN, B.F. (éd.), *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, CAB International, Wallingford, UK, 173-179.

VERDIER, B. 1975. Etude de l'atmosphère du sol. Eléments de comparaison et signification écologique de l'atmosphère d'un sol brun calcaire et d'un sol lessivé podzolique. *Revue d'écologie et de biologie du sol,* 12(3): 591-626.

ZACHMANN, J., LINDEN, D. 1989. Earthworm effects on corn residue breakdown and infiltration. *Soil Science Society of America Journal*, 53 :1846–1849.

ZECH, W., SENESI, N., GUGGENBERGER, G., KAISER, K., LEHMANN, J., MIANO, T.M., MILTNER, A., SCHROTH, G. 1997. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, ,79. pp 117-161.

Ressources électroniques

FAO, 2005, (consultation juillet 2005)
http://www.fao.org/countryprofiles/Maps/BRA/01/fs/index.html, FAO Country Profiles and Mapping Information System > Brazil

FEBRAPDP, Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha, données 2002, (consultation juillet 2005)
http://www.febrapdp.org.br,

Ministère de l'agriculture et de l'agroalimentaire du Canada, (consultation juillet 2005)
http://www.agr.gc.ca/index_f.phtml

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2005, (consultation juillet 2005)
http://www.agricultura.gov.br/pls/portal/docs/PAGE/MAPA/ESTATISTICAS/AGRICULTURA_EM_NUMEROS_2003/3.1.02.C.XLS
SHUNPEI Kano, *National Institute of Livestock and Grassland Science, Japan,* (consultation juillet 2005)
http://cse.naro.affrc.go.jp/kano/Brazil/Brazil.html

Annexes

Annexe 1 : Taux de stockage[17] de C dans les SCV au Brésil (adapté d'après Bernoux *et al.*, 2006)

Au Brésil, la plupart des auteurs donnent des vitesses de stockage du carbone dans des sols sous semis direct allant de 0,4 à 1,7 t C ha^{-1} an^{-1} pour la couche 0-40 cm, avec les taux les plus élevés pour la région centrale du Cerrado. Nous observons que pour des durées d'expériences similaires, le taux annoncé dans l'article est dans la gamme de ceux rencontrés dans la littérature. Mais certaines précautions sont nécessaires pour la comparaison, en terme de séquestration du carbone, des systèmes de SCV avec les systèmes labourés. Tout d'abord, les comparaisons ne doivent pas se limiter au seul stockage de carbone dans le sol, mais doivent prendre compte les changements dans les émissions de méthane et d´oxyde nitreux qui sont des GES importants (chapitre III).

Tableau 6.1 : Taux de stockage de C (taux d'accumulation quand un système conventionnel est converti en système de culture sous couverture) dans les SCV au Brésil (adapté d'après Bernoux et al., 2006)

Lieu	Etat	Succession ou culture dominante	Classification des sols	argile (%)	horizon (cm)	durée (an)	taux t $C.ha^{-1}$	référence
			Région Centre Ouest (Cerrados)					
Planatina	DF	S/B	Latossol (Oxisol)	40-50	0-20 0-40	15 15	0.5 0.8	Corazza *et al.*, 1999
Sinop	MT	R - S/So - R/So - S/M- S/E	Latossol (Oxisol)	50-65	0-40	5	1.7	Perrin, 2003
Rio Verde	GO	M ou S/prairie S/M ou So ou Mi	Latossol rouge	45-65	0-20	12	0.8	Scopel *et al.*, 2003
Non spécifié	?	M ou S	Latossol rouge sombre (Oxisol)	>30	0-40	16	0.4	Resk *et al.*, 2000
Goiânia	GO	R/(Crotalaria) ou S/(Brachiaria)	Latossol rouge sombre (Oxisol)	40	0-10	5	0.35	Metay, 2005
			Région Sud					
Londrina	PR	B/S	Oxisol		0-10 0-20 0-40	22 22 22	0.31 0.25 -0.17	Machado *et al.*, 2001
Londrina	PR	S/B – S/L –M/A	Latossol rouge		0-20	7	0.5-0.9	Zotarelli *et al.*, 2003
Londrina	PR	S/B/S ou M/B/M ou S/B/M	Oxisol Typique Haplorthox		0-10 0-20	14	0.4[d] 0.2[d]	Castro Filho *et al.*, 1998
Londrina	PR	S/B/S ou M/B/M ou S/B/M	Oxisol Typique Haplorthox		0-40	21	0[c]	Corazza *et al.*, 1999
Ponta Grossa	PR	(S ou M)/(A ou B)	Oxisol Typique hapludox	40-45	0-40	22	0.9	Sá *et al.*, 2002
Lieu	Etat	Succession ou	Classification des	argile	horizon	durée	taux	référence

[17] (taux d'accumulation quand un système conventionnel est converti en système de culture sous couverture)

		culture dominante	sols	(%)	(cm)	(an)	t C.ha^{-1}	
Tibagi	PR	(S ou M)/(A ou B)	Oxisol Typique hapludox	40-45	0-40	10	-0.5	Sá *et al.*, 2002
Tibagi	PR	M/B – S/A – S/A	Latossol rouge Oxisol	40-45	0-10	22	1.0[d]	Venske *et al.*, 2002
Tibagi	PR	M/B-S/A-S/A	Latossol rouge Oxisol	42	0-20	10	1.6	Siqueira Neto, 2003
Toledo	PR	S/A	Haplic Ferrasol		0-10	3	-0.68[d]	Riezebos et Loerts, 1998
		S/A	Haplic Ferrasol		0-10	10	0.37[d]	
Passo Fundo	RS	B/S	Oxisol		0-10	11	0.59	Machado et Silva, 2001
					0-20	11	-0.07	
					0-40	11	0.29	
Passo Fundo	RS	B/S	Red Latossol Typic hapludox	63	0-30	13	0[c]	Sisti *et al.*, 2004
		B/S-V/M			0-30	13	0.4	
		B/S-A/S-V/M			0-30	13	0.7	
Passo Fundo	RS	B/S	Red Latossol Typic hapludox	63	0-10	11	0.3	Freixo *et al.*, 2002
					0-20	11	0[c]	
					0-30	11	0[c]	
		B/S – B/M			0-10	11	0.4	Freixo *et al.*, 2002
					0-20	11	0.2	
					0-30	11	0[c]	
Santa Maria	RS	M and Mu/M	Ultisol	15	0-20	4	1.3	Amado *et al.*, 2001
Eldorado do Sul	RS	M/G			0-17.5	5	1.4[d]	Testa *et al.*, 1992
		M/La			0-17.5	5	0.6[d]	
		A/M			0-17.5	5	0.2[d]	
Eldorado do Sul	RS	A+V/M+P	Clay loam Acrisol Typic Paleudult	22	0-17.5	9	0.84	Bayer *et al.*, 2002
Eldorado do Sul	RS	A/M	Acrisol argilo-limoneux typique Paleudult	22	0-30	9	0.51	Bayer *et al.*, 2000b
		A+V/M+P			0-30	9	0.71	
Eldorado do Sul	RS	A+V/M+P	Acrisol argilo-limoneux typique Paleudult	22	0-17,5	12	1.26	Bayer *et al.*, 2000a
Lages	SC	M ou S / B ou O	Cambissol		0-20	8	1.0	Bayer et Bartol, 1999

Lieu	Etat	Succession ou culture dominante	Classification des sols	argile (%)	horizon (cm)	durée (an)	taux t C.ha^{-1}	référence
			Other regions					
Campinas	SP	S ou P / M	Rhodic Ferralsol Typique Haplorthox	60	0-20	3	0.8[de]	De Maria *et al.*, 1999
Sete Lagoas	MG	M/H	Latossol rouge sombre typique Haplustox		0-15	10	0[c]	Roscoe et Buurman, 2003
					0-45		0[c]	

[a]PR =Parana, RS =Rio Grande do Sul, DF = Distrito Federal, SC = Santa Catarina, SP = São Paulo, MT = Mato Grosso, GO = Goiás, MG = Minas Gerais;

[b] Culture principale: B = Blé (*triticum aestivum*), S = Soja (*Glycine max*), So = Sorgho (*Sorghum vulgaris*), R = Riz (*Oriza sativa*), E = *Eleusine coracana*, A = Avoine (*Avena sativa*), V = Vetch (*Vicia sativa*), M = Maïs (*Zea mays*), H = Haricot (*Phaseolus vulgaris*), Mu = Mucuna (*Stizolobium cinereum*), P = Petit pois (*Vigna unguiculata*), L=Lupin (*Lupinus angustifollios*), La = Lablabe (*Dolicbos lablab*), G = Guandu (*Cajanus cajan*);

[c] 0 signifie que la différence n'était pas significative;

[d] calculé en utilisant une densité apparente arbitraire de 1,2 g cm^{-3};

[e] valeur reportée pour la matière organique , C= MO / 1,724.

Annexe 2 : Composition du paillis sur les parcelles SCV

Dans les systèmes de cultures annuelles, la conduite des cultures et la gestion des résidus de récolte conditionnent le niveau des retours annuels de matière organique au sol. A priori, leur effet sur l'évolution du stock de C du sol est fonction des flux de matière organique aussi bien que de leur qualité, i.e. leur composition biochimique et leurs caractéristiques physiques (granulométrie, localisation en surface ou profondeur d'incorporation dans l'horizon travaillé).

Afin de mieux comprendre les conditions de la décomposition de cette couverture, nous allons nous intéresser à présent à sa composition. Rappelons que les composés végétaux sont principalement des polymères: celluloses, hémicellulose, lignines, protéines, lipides. Les premiers stades de décomposition sont des dépolymérisations successives. Comprendre la cinétique de décomposition de ces composés végétaux revient à mesurer différents compartiments biochimiques dont on suppose des vitesses de décomposition différentes dans le sol. C'est par exemple le cas du fractionnement Van Soest (1963) qui définit une matière organique en compartiments solubles, hémicellulose, cellulose et équivalent lignine.
Ainsi, à partir de 12 échantillons prélevés au niveau des 2 parcelles cultivées sous semis direct de notre essai, nous avons effectué une analyse Van Soest dont les résultats sont présentés sur la figure 6.1.

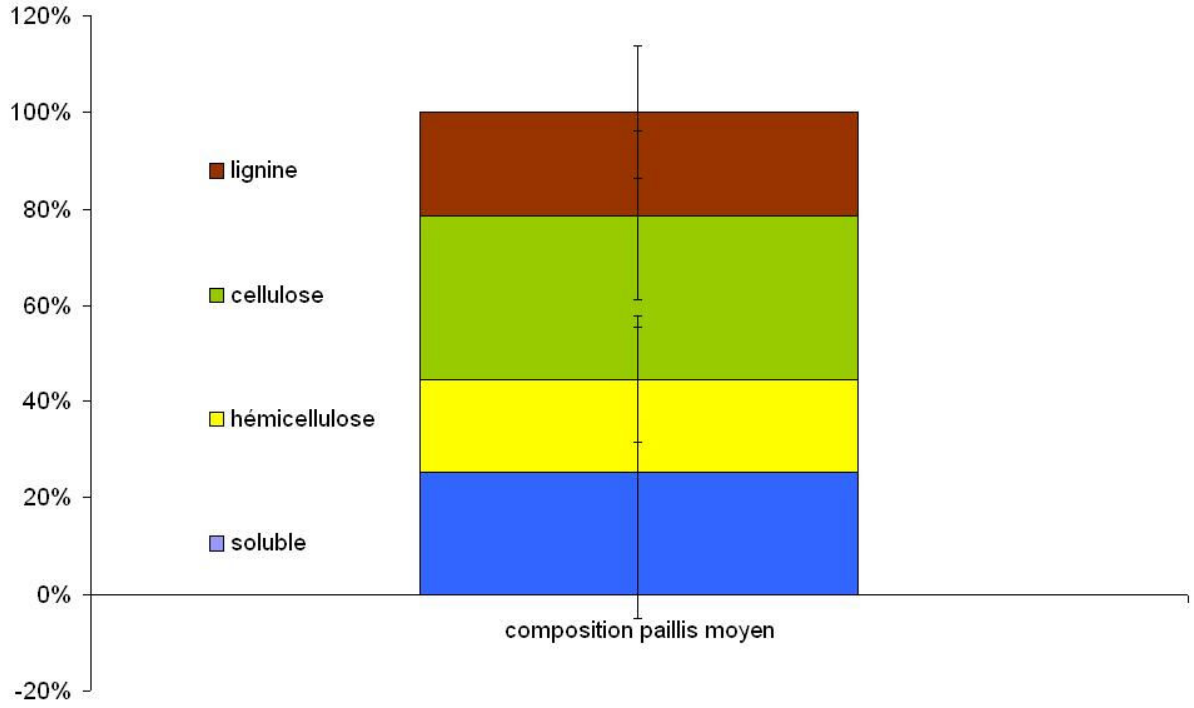


Figure 6.1 : Composition moyenne du paillis des parcelles cultivées sous SCV d'après la méthode Van Soest (n= 12)

Pour comprendre le devenir des couvertures, rappelons le modèle de Hénin et Dupuis (1945). Dans ce modèle, l'hypothèse est faite d'un seul réservoir de C et de 3 paramètres pour décrire son fonctionnement :
- la quantité d'apport de C au sol m (t $C.ha^{-1}$);

- la proportion K1 de cet apport qui entre dans le compartiment sol, le reste étant supposé être minéralisé instantanément ; K1 est dit coefficient isohumique.
- le coefficient de destruction de la matière organique K2 (an^{-1}). La minéralisation suit une loi d'ordre 1.
Le coefficient isohumique (K1) est propre à chaque production végétale ou à chaque amendement (fumiers, etc.). Le coefficient K2 est déterminé par la teneur en argiles et en calcaire du sol.

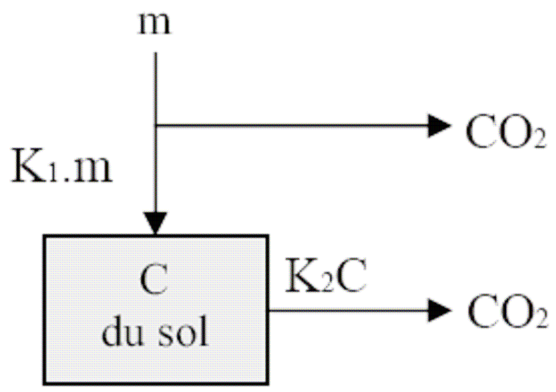


Figure 6.2 : Le modèle Hénin-Dupuis (1945)

Ainsi, la modification du système de culture, selon, en première approximation, qu'il utilise ou non des plantes de couverture, va modifier les paramètres du modèles.
Le tableau 6.2 propose une synthèse des coefficient d'humification et de minéralisation pour différents systèmes de culture.

Table 6.2 : Coefficients d'humification et de minéralisation en fonction des modalités de travail du sol (modèle AMG; Wylleman, 1999 cité par Balesdent et al., 2002).

	Coefficient isohumique K_1	Coefficient de minéralisation K_2 (année $^{-1}$)
Labour sur 25 cm	0.21	0.046
Travail du sol	0.20	0.032
Sans travail du sol	0.13	0.017

Les résultats obtenus (Tableau 6.2) indiquent que la réduction du travail du sol diminue le coefficient de minéralisation K2, ce qui est en accord avec la littérature, et d'autant plus que la profondeur de travail est réduite. Ils montrent aussi que le coefficient isohumique K1 diminue pour le semis direct, c'est-à-dire lorsque les résidus se décomposent en surface du sol. Dans notre cas, avec un K2 équivalent pour les deux systèmes (les sols ayant des propriétés considérées comme homogènes), un coefficient d'humification (K1 dans le modèle Hénin-Dupuis) a été évaluée à environ 10 % pour le C supplémentaire apporté par la couverture de *Crotalaria* sur le système sans travail du sol, ce qui est en accord avec le tableau 6.2.
La littérature internationale décrit que la restitution des pailles accroît le C du sol de façon significative (Chan *et al*., 2002 ; Rasmussen *et al*., 1991) avec un stockage compris entre 0,1 et 0,25 t $C.ha^{-1}.an^{-1}$, ou non significatif (Rasmussen *et al*., 1998).
Toutefois, la généralisation du calcul de potentiel de stockage par les résidus via les efficiences appelle une réserve méthodologique : dans les évolutions de C du sol qui les sous-tendent, il est difficile de discriminer le rôle des racines de celui des parties aériennes de la culture, puisque les différences entre les systèmes comparés concernent aussi bien les parties aériennes que souterraines. C'est évident lorsqu'on compare des systèmes dont on fait varier la productivité, mais le

problème peut aussi se poser quand on ne différencie que les pailles dans la mesure où cela influe sur la fertilité des sols sur le long terme.

De plus, les retours de matière organique via le système racinaire sont délicats (voire quasiment impossibles) à quantifier de manière directe, et sont le plus souvent estimés comme une proportion constante de la productivité aérienne. Or il semble que le C des racines ait un temps de résidence plus long dans le sol, comparé à celui des pailles (Balesdent et Balabane, 1996). Les efficiences calculées globalement sur les retours pailles+racines, comme c'est le cas en général, vont donc sur-estimer le stockage potentiel des pailles seules. Dans notre cas, la différence entre système OFFSET et SCV devrait donc être encore plus nette

Annexe 3 : Application à l'échelle de la journée : le suivi des émissions de CO_2

Le processus d'émission de GES à la surface du sol est affecté par des évènements ponctuels comme une forte pluie ou encore les façons culturales. Ce type d'évènements a été mis à profit au cours de notre étude pour quantifier leur rôle dans le bilan des GES. Pour ce faire, nous avons utilisé la technique des chambres statiques couplées à un appareil d'analyse infrarouge de CO_2 portable : en multipliant les analyses directes (et non différées comme c'est le cas avec les prélèvements avec tubes analysés au CPG), l'expérimentateur peut suivre des dynamiques de flux très fugaces (de l'ordre de l'heure à quelques jours).

A 3 1 Effet forte pluie

A la suite d'un événement pluviométrique exceptionnel (30 mm en 30 mn) ayant conduit à des épisodes de ruissellement et donc à une saturation des horizons de surface, le dispositif de chambres closes couplées à un analyseur de CO_2 a mis en évidence (Figure 6.3), que les émissions pour le traitement avec travail du sol, sans couverture est nulle alors que les émissions ne cessent pas dans le cas du système sans travail du sol avec une couverture. La semelle de labour créée par un travail du sol intensif répété plusieurs années rend en effet difficile le ressuyage du profil sur sa partie superficielle et limite temporairement les échanges gazeux ; une autre explication possible est l'apparition d'un glaçage de l'horizon superficiel du fait de la pluie lorsque le sol n'est pas couvert et donc une limitation des émissions de gaz sans qu'il y ait saturation de l'horizon sur la semelle de labour.

Ce résultat obtenu *in situ* a été confirmé par des expériences réalisées sur colonnes de sol (Coppens, 2005) mettant en évidence le rôle de la paille dans le dégagement gazeux immédiatement après la saturation des horizons superficiels.

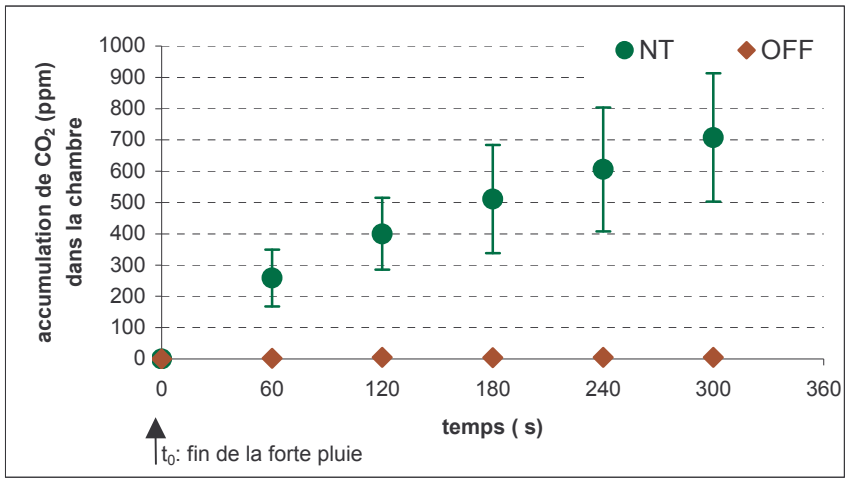


Figure 6.3 : Effet d'une forte pluie (30 mm en 30 minutes) sur les émissions de CO_2 mesurées sur une parcelle de riz cultivée sous semis direct (n=3) en comparaison avec une parcelle de riz cultivée en conventionnel, avec travail du sol (d'après Metay et al., 2003)

A 3 2 Effet travail du sol

De la même façon, les dégagements de CO_2 ont été suivis pendant plusieurs jours sur parcelles OFF et parcelles NT après le passage des disques sur les parcelles OFF. Cette étude ponctuelle montre, conformément aux nombreux travaux de Reicosky et Lindstrom (1993), et de Reicosky *et al.* (1997)

sur le sujet, que juste après la réalisation d'un travail du sol (travail superficiel par disquage (OFFSET) dans notre cas) les émissions de CO_2 résultant de l'activité microbienne connaissent un pic important (Figure 6.4) en comparaison avec les traitements sans travail du sol, celui-ci pouvant durer de 2 à 3 jours.

Comme dans d'autres conditions, cette émission trouve sa source dans l'oxygénation importante du profil (Reicosky, 1997) et dans l'action mécanique des outils sur les agrégats qui rendent plus accessible la matière organique du sol qu'ils contenaient let libèrent du CO_2 piégé dans l'espace poral.

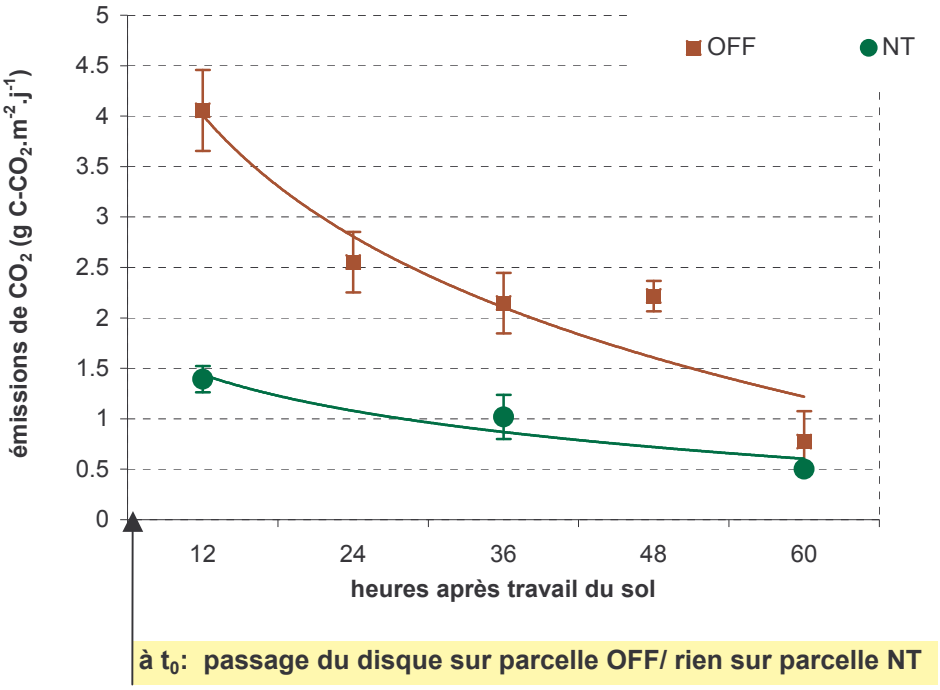


Figure 6.4 : Effet du travail du sol sur les émissions de CO_2 sur la base d'une comparaison avec un système sans travail du sol (chaque point représente une moyenne de 3 flux) (d'après Metay et al., 2003)

Ces deux exemples montrent le caractère temporaire (quelques heures à quelques jours) des flux de exceptionnels de gaz à la surface du sol. Ils illustrent la dépendance des flux vis-à-vis des différents paramètres physico-chimiques qui conditionnent leur production et leur diffusion.

Cependant, pour établir des bilans GES à l'échelle de l'année, l'approche ponctuelle n'est pas satisfaisante car les émissions à l'échelle du cycle cultural ne résultent pas que de la sommation de quelques évènements particulier, aussi intenses soient ils. Il est aussi nécessaire de quantifier les flux hors périodes particulières et de disposer des éléments pouvant permettre une modélisation convenable hors des périodes de mesures.

Annexe 4 : Ensemble des mesures de flux de gaz

Les mesures sur la période février –avril 2002 se sont avérées inexploitables, ne sont donc présentées ici que les mesures pour la période oct-2002-mar-2003, mesures couvrant le cycle agricole du riz. Chaque valeur correspond au flux mesuré à partir de 12 bases par traitement.

flux CH_4 g C-CH_4.ha^{-1}.jr^{-1}

système	SCV		OFF	
date	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
03-oct-02	3,483	1.656	-3,857	8,663
05-oct-02	1,873	2,740	13,153	20,347
18-oct-02	7,927	11,589	8,277	12,636
05-nov-02	-3,202	6,727	5,839	8,781
14-nov-02	-0,823	2,259	3,401	4,926
22-nov-02	-0,124	1,526	2,235	1,989
27-nov-02	-1,592	4,836	0,446	0,852
29-nov-02	0,820	1,153	0,705	3,314
04-déc-02	0,359	1,202	-0,862	2,133
06-déc-02	1,520	6,867	3,183	3,268
10-déc-02	3,922	11,656	4,531	6,277
12-déc-02	-2,356	4,972	-4,635	8,513
17-déc-02	0,153	3,290	-0,127	0,400
19-déc-02	-0,333	2,610	1,050	0,755
02-janv-03	-0,231	1,225	0,125	0,232
16-janv-03	1,194	2,278	0,084	0,093
21-janv-03	0,067	0,275	0,015	0,052
23-janv-03	0,349	0,437	-0,096	0,096
30-janv-03	0,276	0,096	0,193	0,168
04-févr-03	0,156	0,106	0,041	0,146
06-févr-03	0,643	0,602	-0,002	0,137
19-févr-03	0,523	0,459	-0,005	0,068
07-mars-03	-0,574	0,930	-0,314	0,645

flux N_2O g N-N_2O.ha^{-1}.jr^{-1}

système	SCV		OFF	
date	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
14-nov-02	0,017	0,021	0,089	0,145
22-nov-02	0,046	0,070	0,012	0,012
27-nov-02	0,045	0,074	0,005	0,011
29-nov-02	0,033	0,055	0,004	0,010
4-déc-02	0,011	0,014	0,020	0,028
6-déc-02	0,006	0,009	0,005	0,004
10-déc-02	0,007	0,016	0,178	0,356
12-déc-02	0,011	0,005	0,267	0,624
17-déc-02	0,080	0,103	0,060	0,107
19-déc-02	0,006	0,010	0,023	0,033
30-déc-02	0,011	0,007	0,172	0,243
2-janv-03	0,017	0,005	0,011	0,010
16-janv-03	0,196	0,126	0,033	0,039
21-janv-03	0,023	0,042	0,107	0,112
23-janv-03	0,046	0,078	0,170	0,243
30-janv-03	0,122	0,118	0,166	0,148
4-févr-03	0,152	0,263	0,381	0,072
6-févr-03	0,474	0,383	0,172	0,038
19-févr-03	0,173	0,217	0,174	0,281
7-mars-03	0,006	0,016	0,010	0,021
8-mars-03	0,090	0,117	0,048	0,059

Annexe 5 : Ensemble des mesures de gaz dans le sol

Le dispositif original de mesures de gaz dans le sol a été utilisé à partir de la campagne lourde de mesure d'octobre à mars 2003.

SCV				OFF			
date	profondeur (cm)	N_2O (ppm)	CO_2 (ppm)	date	profondeur (cm)	N_2O (ppm)	CO_2 (ppm)
4-oct-02	10	0.826	35.054	22-nov-02	10	0.705	91.771
4-oct-02	20	0.385	251.775	22-nov-02	20	0.482	124.816
4-oct-02	30	0.645	180.318	22-nov-02	30	0.628	299.299
22-nov-02	10	0.555	247.986	27-nov-02	10	0.539	438.236
22-nov-02	20	0.555	290.990	27-nov-02	20	0.479	435.534
22-nov-02	30	1.192	336.246	27-nov-02	30	0.314	330.383
27-nov-02	10	0.635	431.210	29-nov-02	10	0.354	242.033
27-nov-02	20	0.593	263.085	29-nov-02	20	0.719	218.685
27-nov-02	30	0.762	397.130	29-nov-02	30	0.571	250.273
29-nov-02	10	0.287	79.945	12-déc-02	10	2.924	5521.009
29-nov-02	20	0.721	223.881	12-déc-02	20	2.482	4267.282
29-nov-02	30	0.736	384.156	12-déc-02	30	2.735	3113.638
12-déc-02	10	1.736	2300.539	17-déc-02	10	0.230	249.163
12-déc-02	20	2.042	2812.321	17-déc-02	20	1.063	1296.293
12-déc-02	30	1.671	2439.467	17-déc-02	30	0.367	559.253
17-déc-02	10	0.587	440.782	19-déc-02	10	0.461	108.517
17-déc-02	20	0.688	347.110	19-déc-02	20	0.547	97.401
17-déc-02	30	0.761	689.754	19-déc-02	30	0.476	355.525
19-déc-02	10	0.275	290.128	30-déc-02	10	0.263	585.421
19-déc-02	20	0.727	595.600	30-déc-02	20	1.540	4387.342
19-déc-02	30	0.646	711.520	30-déc-02	30	0.484	1992.342
30-déc-02	10	0.377	533.771	16-janv-03	10	1.075	3959.405
30-déc-02	20	0.348	783.810	16-janv-03	20	1.499	7280.007
30-déc-02	30	0.708	1865.286	16-janv-03	30	1.954	7391.015
16-janv-03	10	1.341	2893.141	23-janv-03	10	0.708	759.368
16-janv-03	20	1.386	3229.283	23-janv-03	20	0.973	1311.536
16-janv-03	30	1.983	3860.889	23-janv-03	30	1.191	2389.296
23-janv-03	10	0.417	2711.364	30-janv-03	10	1.347	18704.547
23-janv-03	20	0.641	1260.300	30-janv-03	20	1.669	11910.202
23-janv-03	30	0.760	2025.958	30-janv-03	30	1.478	15632.872
6-févr-03	10	1.416	4057.368	6-févr-03	10	1.571	13272.680
6-févr-03	20	1.569	1671.700	6-févr-03	20	1.644	4894.920
6-févr-03	30	1.878	8256.931	6-févr-03	30	2.014	12236.909
19-févr-03	10	0.815	5410.101	20-févr-03	10	1.216	1118.352
19-févr-03	20	0.904	6849.519	20-févr-03	20	1.382	2409.816
19-févr-03	30	1.248	6184.787	20-févr-03	30	1.305	3283.831
20-févr-03	10	0.889	699.746	7-mars-03	10	0.912	1316.161
20-févr-03	20	1.008	2047.481	7-mars-03	20	1.369	2712.333
20-févr-03	30	1.092	2261.094	7-mars-03	30	0.686	814.501
				8-mars-03	10	0.580	232.221
				8-mars-03	20	0.388	45.921
				8-mars-03	30	1.761	4556.280

Annexe 6 : Présentation du modèle PASTIS

Le modèle PASTIS (Lafolie, 1991) est schématisé sur la figure 6.6. Il a été conçu dans le but de simuler ces processus pour des systèmes agricoles incluant des paillis résiduels enfouis (Aita, 1997; Findeling, 2001 ; Garnier *et al*., 2001 ; Garnier *et al*., 2003 ; Lafolie, 1991;Maraux & Lafolie, 1998 ; Mary *et al*., 1999 ; Néel, 1996). Le module CANTIS[18] permet en outre de distinguer la décomposition lente de la matière organique humifiée, et la dégradation rapide de la matière organique fraîche (Garnier *et al*., 2003 ; Aita *et al*., 1997 ; Woomer *et al*., 1994; Recous, 1995).

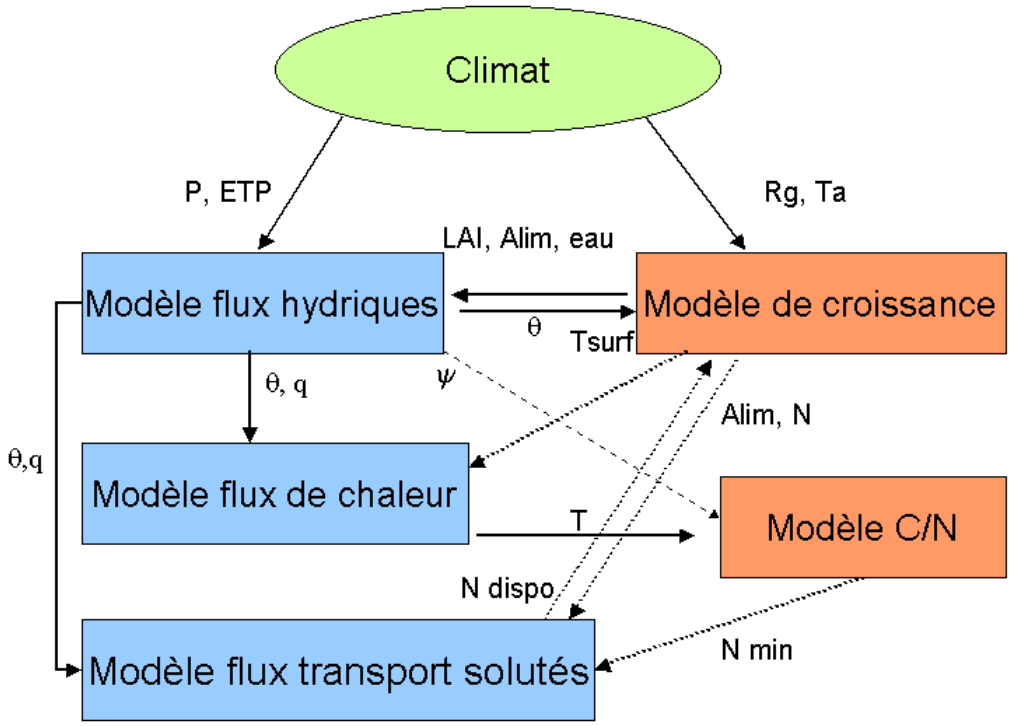


Figure 6.5: Description du modèle PASTIS et des interactions entre modules, version 2002 (d'après Findeling (2001))[19]

avec θ : humidité volumique du sol
ψ : potentiel matriciel de l'eau dans le sol
T : température du sol
Ta : température de l'air
Tsurf : température de surface
q : intensité ou vitesse d'infiltration
P : pluie
ETP : évapotranspiration potentielle
LAI : Leaf Area Index
N dispo : azote disponible pour la croissance de la plante
N min : azote minéral dans le sol

[18] CANTIS : Carbon And Nitrogen Transformations In Soils

[19] Pour plus de détails sur les modules hydriques et azotés de PASTIS, se reporter à Lafolie (1991) et Maraux & Lafolie (1998).

Calcul des paramètres hydrodynamiques

Dans PASTIS, le flux d'eau dans le sol est calculé au moyen de l'équation de Richards, dérivée des lois de Darcy et de la conservation de la masse, et d'une fonction de puits radiculaire, tel que :

$$C\Psi\frac{\partial H}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial z}(K(\Psi)\frac{\partial H}{\partial z})-\Gamma_{w,rac} \qquad \text{Eq [6.1]}$$

avec H potentiel matriciel du sol (m)

t temps (secondes) ;

z profondeur (considérée positive vers le bas) (m) ;

Ψ potentiel matriciel (m),

K conductivité hydraulique (m s^{-1}),

$C\Psi$ capacité capillaire dérivée de la courbe de rétention de l'eau par le sol (m^{-1}),

$\Gamma_{w,rac}$ fonction de la prise d'eau par la plante qui tient compte de la densité de longueur radiculaire (s^{-1}).

Une condition de flux (condition de Neumann) est imposée en surface prenant en compte l'évapotranspiration, et le cas échéant, l'infiltration d'eau dans le sol par

$$\left[-K(\Psi,z)\frac{\partial H}{\partial z}\right]=\mathrm{Q}(t) \qquad \text{Eq. [6.2]}$$

avec $Q(t)$ intensité de la pluie ou l'intensité du flux évaporatif (m s^{-1})

Ψ potentiel matriciel à la côte z au temps t (m)

$\Psi(z\ m,t)=\Psi\max(z\max,t)$

Calcul des paramètres du développement de la plante : LAI, profil de densité radiculaire

Le semis a eu lieu le 13 novembre 2002 soit pendant de la période de simulation.

Les valeurs de LAI imposées au modèle ont été mesurées en essais au champ et interpolées pour l'ensemble du cycle du semis à la récolte (Figure 4.12). La partie de modélisation *sensu stricto* de la croissance de la plante a donc été court-circuitée, et nous entrons dans le modèle les valeurs du LAI aux dates auxquelles il a été mesuré. Le modèle interpole pour les dates non renseignés.

Le profil de densité radiculaire ρ ($m.m^{-3}$) est modélisé par une courbe exponentielle en fonction d'une croissance linéaire avec le temps de la densité radiculaire maximale $\rho_{r,max}$ ($m.m^{-3}$) et de la profondeur d'enracinement z_r (m) (Maraux, 1998).

$$\rho_r(z,t)=\rho_r(0,t)\left[\frac{\exp(-\alpha,z)-\exp(-\alpha_r z_r)}{1-\exp(-\alpha_r z_r)}\right] \qquad \text{Eq.[6.3]}$$

$$\rho_r(0,t)=\rho_{r,\max}\frac{T_{dev}}{T_{dev}^r} \qquad \text{Eq.[6.4]}$$

$$z_r=z_{r,\max}\frac{T_{dev}}{T_{dev}^r} \qquad \text{Eq.[6.5]}$$

avec z cote courante du front radiculaire (m)

$z_{r,max}$ cote maximale du front radiculaire (m)

α_r facteur de décroissance exponentielle de la densité radiculaire (-) ;

T_{dev} temps thermique courant du développement du système radiculaire pour atteindre la cote z_r (°C j),

T_{dev}^r temps thermique nécessaire au développement du système radiculaire (°C j)

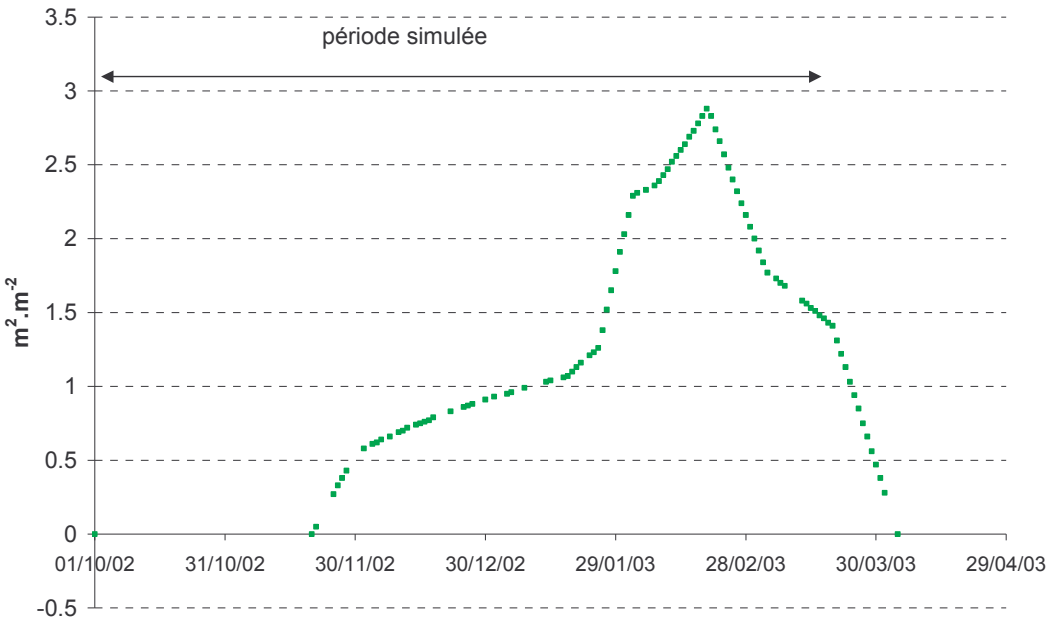


Figure 6.6 : Valeurs de LAI mesurées au champ et interpolées à l'ensemble du cycle de culture du riz (données d'entrée du fichier mncrop)

Les fichiers utilisés pour la simulation de la teneur en eau des horizons 0-10 cm et 10-30 cm sont lisétés dans le tableau 6.3, ils concernent les paramètres hydriques et les paramètres de développement de la plante.

Tableau 6.3 : Fichiers renseignés dans PASTIS

Nom du fichier	Descriptif	Origine du jeu de données
rain	pluie	mesurée
airTmoy	température moyenne de l'air	mesurée
consclim	paramètres du bilan radiatif	d'après Reyes, 2002
etpday	ETP journalière	calculé à partir du rayonnement mesuré
irrigfw	irrigation éventuelle	aucune
mncrop	croissance de la plante	LAI mesuré et ajusté
mngrd	découpage du profil étudié en couches (0-10 et 10- 30 cm)	adapté d'après Reyes, 2002 et observations de terrain
mnhyd	caractéristiques hydrodynamiques	adapté d'après les mesures et les calibrations de Reyes, 2002
mninitw	conditions initiales d'humidité du sol	mesuré
mnopt	choix des cycles simulés	défini pour le module hydrique seul dans notre cas
mnpotbot	potentiel dans le fond du profil	mesurée au niveau des tensiomètres installés à 60 cm
mnrac	croissance racinaire	adapté d'après les mesures de Reyes, 2002
mntemp	données de température dans le sol	mesuré
mntime	pas de temps de la simulation	fixé d'après les données disponibles et les objectifs de simulation
mntmpbot	températures au fond du profil	mesuré

Résumé

Au Brésil, les systèmes de culture en semis direct couvrent aujourd'hui près de 20 millions d'hectares et se révèlent bien adaptés agronomiquement aux exigences tropicales. Cette thèse étudie, à partir d'une importante collecte de données au champ complétée par des expérimentations en laboratoire et des simulations, la séquestration du carbone (C) sous couverture végétale sous semis direct sous couverture végétale (SCV) en comparaison avec un système de culture avec travail du sol (offset, OFF) à l'échelle du cycle cultural sur un dispositif expérimental de la région des *Cerrados*.

Dans un premier temps, nous avons étudié les stocks de C des sols en 2003 et les avons comparés aux stocks initiaux (1998). Nous avons constaté une augmentation du stockage de C en surface (0-10 cm) sous SCV, en comparaison avec OFF, de l'ordre de 0,35 t $C.ha^{-1}.an^{-1}$, ce qui correspond à 10% environ des résidus de couverture restitués au sol. Une analyse par fractionnement granulométrique de la matière organique (MO) a montré que le C nouvellement stocké est localisé essentiellement dans les fractions fines (< 50 µm) dont la MO est généralement considérée comme relativement stable. Cependant, si les pratiques de non-travail augmentent le stockage de C dans le sol, elles pourraient toutefois favoriser les émissions de N_2O et CH_4.

Dans un second temps, nous avons donc mesuré les flux de CH_4 et N_2O à la surface du sol à l'aide de chambres statiques, les concentrations en CO_2 et N_2O à différentes profondeurs du sol, ainsi que les déterminants de production et d'émission des GES (température, azote minéral, teneur en eau). Aucune différence significative n'a été notée entre les deux systèmes pour les flux de CH_4 et N_2O. Les émissions annuelles mesurées de N_2O correspondent à 0,03% de la quantité d'azote apportée par fertilisation sur les parcelles, ce qui est très faible mais non contradictoire avec la littérature existante sur les *Cerrados*. Les émissions de CH_4 sont faibles également. En équivalent C-CO_2, la somme des émissions de N_2O et CH_4 correspondent à 6,0 et 7,8 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$ pour SCV et OFF respectivement. Finalement, le bilan mesuré pour la séquestration du C (en équivalent C-CO_2), considérant l'ensemble des flux de CO_2 (approché par les variations de stocks de C du sol), de N_2O et de CH_4 (par mesures directes à la surface du sol) est de 351,8 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$, et donc bien en faveur du système SCV.

Cependant, l'estimation des bilans de N_2O et CH_4 au champ souffre de la grande variabilité et de la discontinuité des mesures de terrain. Aussi, avons-nous mené une expérimentation en laboratoire visant à caractériser, dans le cas de N_2O, les potentiels d'émission par dénitrification et nitrification. Les résultats permettent de classer le sol étudié comme peu émetteur de N_2O. Nous avons par la suite utilisé ces mesures, ainsi que la base de données acquises au champ, afin de renseigner le modèle NOE (Nitrous Oxide Emissions) de simulation des émissions de N_2O. Ce modèle nécessitant une connaissance précise des humidités du sol, et celles-ci étant considérées comme un déterminant clé des émissions de N_2O, elles ont été simulées par le modèle PASTIS afin de renseigner en continu le modèle NOE. Ces simulations sur l'ensemble du cycle cultural ont permis de montrer que (i) le sol étudié, qu'il soit sous SCV ou sous OFF, est très faiblement émetteur de N_2O (et de CH_4), (ii) les émissions de N_2O par nitrification et par dénitrification s'ajoutent au cours du cycle cultural, (iii) les émissions par dénitrification représentent des évènements ponctuels, d'amplitude très importante (15 fois l'ordre de grandeur de l'émission par nitrification), (iv) la contribution de la nitrification aux émissions de N_2O n'est pas négligeable et s'élève à 35 et 31% pour SCV et OFF respectivement et que (v) les mesures au champ semblent estimer essentiellement les flux de N_2O liés a la nitrification. Le nouveau bilan « simulé » confirme le bilan « mesuré » au champ avec une séquestration du C sous SCV d'environ 320 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$.

La potentiel de séquestration du C des SCV confère à ces systèmes de culture un intérêt environnemental supplémentaire en conditions tropicales.

Mots clé : séquestration de carbone, gaz à effet de serre, semis direct sous couverture végétale, travail du sol, méthodologie, N_2O, modélisation, Brésil.