

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur du Centre International d'Études Supérieures en Sciences Agronomiques

Discipline : Sciences du sol

présentée et soutenue publiquement par

Kristell HERGOUALC'H

le 18 Janvier 2008

Emissions de gaz à effet de serre par le sol et stockage de carbone en
caféiculture conduite sur des Andosols en climat tropical

Soil greenhouse gases emissions and carbon storage in coffee
plantations on Andosols in tropical climate

Réalisée au sein des unités de recherche du CIRAD

Fonctionnement et Pilotage des Ecosystèmes de
Plantations

et

Risque Environnemental lié au Recyclage



Composition du jury :

Etienne Dambrine	Directeur de recherche	INRA-Nancy	Rapporteur
Francis Ganry	Directeur de recherche	CIRAD-Montpellier	Directeur de thèse
Caherine Hénault	Chargée de recherche	INRA-Dijon	Co-directrice de thèse
Benoît Jaillard	Directeur de recherche	INRA-Montpellier	Examineur
Philippe Vaast	Chercheur	CIRAD-Inde	Examineur
Louis Verchot	Directeur de recherche	ICRAF-Kenya	Rapporteur

Remerciements

De nombreuses personnes ont contribué de près ou de loin à ce travail et je tiens à les remercier ici, très chaleureusement.

D'un point de vue logistique et financier, cette thèse n'aurait pu voir le jour sans l'appui constant de Philippe Vaast, responsable du projet CASCA et de Jean-Pierre Bouillet, responsable de l'unité de recherche Fonctionnement et Pilotage des Ecosystèmes de Plantations du CIRAD. Philippe, je te suis infiniment reconnaissante de m'avoir facilité l'accès au matériel, au financement et à l'appui technique dont j'ai eu besoin. Merci également d'avoir été un très agréable voisin de bureau pendant 6 ans et un excellent partenaire à la belote ! Merci Jean-Pierre de m'avoir accueillie, avec ton éternelle bonne humeur, au sein de l'unité et de m'avoir fait confiance dans la conduite de cette thèse.

L'encadrement scientifique de cette thèse s'est déroulé grâce à la collaboration de plusieurs chercheurs. Je ne remercierai jamais assez Jean-Michel Harmand qui a mis la main à la pâte à l'encadrement, à la rédaction mais aussi aux mesures de terrain de cette thèse. Merci notamment d'avoir effectué les prélèvements de sols de Mai 2006 alors, qu'enceinte, j'avais été assignée à rester allongée. Merci de ton soutien moral dans les moments personnels difficiles et de ton amitié. La méthodologie des mesures de gaz à effet de serre « in situ » et l'analyse de ces derniers ont été, en grande partie, réalisés par Ute Skiba, chercheuse au CEH d'Edimbourg. Merci Ute de ta sympathie, de ton accueil à deux reprises chez toi et au CEH. Ta rigueur et ton ouverture scientifique ont grandement contribué à améliorer mes démarches de recherche et l'analyse des résultats. Le volet modélisation de ce travail a été introduit par Catherine Hénault. Merci beaucoup Catherine d'avoir co-encadré cette thèse dans une ambiance chaleureuse, merci pour les nombreuses connaissances que tu m'as apportées, pour tes relectures et corrections minutieuses et pour tes conseils pédagogiques précieux.

Au sein du laboratoire MOST, je tiens tout particulièrement à remercier Francis Ganry de m'avoir accueillie, d'avoir eu confiance en mon projet de thèse et d'avoir dirigé cette thèse. Merci Francis de ta gentillesse et de ta cordialité constante. J'ai beaucoup profité des nombreux conseils méthodologiques de Robert Oliver. Merci beaucoup Robert de toutes les analyses au CPG et des expérimentations que tu as réalisées ainsi que de tes envois de petits matériels qui m'ont grandement facilité la tâche (la cire à cacheter les bouteilles de vin notamment !). Finalement, je remercie beaucoup Eric Blanchart d'avoir accepté de substituer Christian Feller dans le comité de pilotage de cette thèse. Merci Eric pour tes conseils scientifiques, tes relectures rapides et pour ta gentillesse.

Un grand merci à ceux qui m'ont aidé au champ et au laboratoire : Patrice Cannavo, Luis Dioniso, Jonathan Ramos, Franklin Lopez et Patricia Leandro. Faire sauter les bouchons des

flacons d'incubation parce qu'on ne maîtrise pas bien les pressions, conduire des heures en montagne pour faire l'aller-retour entre le CATIE et Cicafé ou prélever des échantillons de sol sous une pluie diluvienne sont des expériences inoubliables que je garderai longtemps en mémoire !

Parmi les ciradiens nouvellement installés au Costa Rica je tiens à remercier Bruno Rapidel et Olivier Roupsard qui m'ont motivée à présenter mes travaux de recherche au CATIE et m'ont conseillée en vue de la soutenance de thèse.

Je remercie Benoît Jaillard d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse. Je suis très reconnaissante envers Louis Verchot, éminent chercheur du World Agroforestry Center sur la thématique des gaz à effet de serre et du changement climatique, de s'être intéressé à mon projet de thèse, d'avoir accepté d'être membre du jury et d'avoir fait le déplacement depuis Nairobi pour être présent à la soutenance. Enfin, merci à Etienne Dambrine de m'avoir initialement guidée dans le choix de ma thématique de thèse et d'être là, au final, pour juger des résultats. Merci aussi Etienne pour les bons moments que nous avons passé ensemble à Turrialba.

A ceux que je chéris le plus : mes enfants et leur papa. Merci Titouan, Maëlle et Sélina pour votre tendresse et votre joie de vivre qui m'ont apporté réconfort et bien-être au quotidien. Merci Bruno, pour tout plein de choses ... Mes pensées vont aussi à mon père et à mes beaux-parents qui m'ont constamment aidée et soutenue. Merci à mes proches et à mes amis en France et au Costa Rica, pour tous ces moments partagés, petits ou grands, heureux ou moins.

Je ne cite pas ici de nombreuses personnes, comme par exemple celles du personnel administratif, qu'elles sachent que je ne les oublie pas et les remercie vivement pour l'aide apportée.

Résumé

La caféiculture représente 7,5% des cultures permanentes mondiales et utilise généralement de grandes quantités de fertilisants azotés (jusqu'à $350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). La caféiculture est souvent pratiquée sous couvert d'arbres dont certains sont fixateurs d'azote. La contribution des plantes fixatrices d'azote aux émissions de N_2O est un sujet prégnant dans le cadre du développement durable, avec des résultats dans la littérature qui peuvent parfois apparaître contradictoires. Dans ce contexte, nous avons étudié le bilan des gaz à effet de serre (GES) dans deux cultures caféières fortement fertilisées ($250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), au Costa Rica : une monoculture et une culture ombragée par l'espèce légumineuse fixatrice de N_2 *Inga densiflora*. Nous avons mesuré périodiquement les flux de N_2O , CH_4 et CO_2 à l'interface sol-atmosphère, leurs déterminants édaphiques (humidité gravimétrique, espace poral occupé par l'eau, température et teneur en azote minéral) et les taux de minéralisation de l'azote dans le sol. Par ailleurs, nous avons caractérisé, au laboratoire, les paramètres biologiques de nitrification-dénitrification et leur production associée de N_2O et N_2 pour simuler en continu les émissions de N_2O avec les modèles NGAS et NOE sur une durée d'un an. Enfin, nous avons évalué la dynamique du C du sol et l'accumulation de C dans les biomasses et la litière. Nos mesures ont montré une très forte contribution de la fertilisation azotée aux émissions de N_2O , soit une proportion moyenne de 77% des bilans annuels ($4,3 \pm 0,3$ et $5,8 \pm 0,5 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, respectivement dans la monoculture et la culture ombragée). Les fertilisations ont également augmenté temporairement la respiration du sol. Les valeurs faibles des activités biologiques (notamment des potentiels de dénitrification $< 1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) ont expliqué les flux toujours inférieurs à $300 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ observés dans des conditions environnementales pourtant favorables à la production de N_2O (température, humidité et teneur en nitrate du sol élevées). La similarité entre les activités biologiques mesurées sur les deux cultures de café ainsi que celle entre les bilans annuels de N_2O établis à partir de mesures et de modélisation permettent de conclure sur un effet de faible ampleur de l'espèce légumineuse fixatrice de N_2 sur les émissions de N_2O . Le bilan des flux de GES hors CO_2 à l'interface sol-atmosphère et du stockage de C de la culture ombragée ($11,93 \pm 2,17 \text{ Mg CO}_2\text{-equivalent ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) a été 4 fois supérieur au bilan de la monoculture ($2,67 \pm 1,94 \text{ Mg CO}_2\text{-equivalent ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Nos résultats tendent donc à confirmer que la culture de café conduite en agroforesterie, sur un Andosol, augmente le puits de GES et que, dans le contexte présent, l'utilisation d'une légumineuse fixatrice de N_2 comme espèce ombragère ne contredit pas cette observation.

Mots clés : agroforesterie, changement climatique, CH_4 , CO_2 , dénitrification, légumineuse fixatrice d'azote, nitrification, N_2O .

Abstract

Coffee plantations represent 7.5% of the world's permanent crops and generally use large amounts of N fertilizer (up to $350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). Coffee is often grown under the shade of N fixing trees. The contribution of N fixing plants to N_2O emissions is a growing concern in the sustainable development framework. To date results in the literature are contradictory. We, therefore, studied the greenhouse gas (GHG) balance in two highly fertilized ($250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) coffee plantations, in Costa Rica: a monoculture and a plantation shaded by the N_2 fixing legume species *Inga densiflora*. We periodically measured soil fluxes of N_2O , CH_4 and CO_2 , their edaphic determinants (gravimetric moisture, water-filled pore space, temperature and mineral nitrogen content) and soil N mineralization rates. In addition, we characterized, in the laboratory, the biological parameters of nitrification-denitrification and their related N_2O and N_2 production in order to simulate continuous N_2O emissions using the models NGAS and NOE for a one year period. We also assessed soil C dynamic and C accumulation in biomass and litter. Our measurements showed a very large contribution of fertilizer induced N_2O emissions, on average 77%, to the annual budgets (4.3 ± 0.3 and $5.8 \pm 0.5 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, in the monoculture and the shaded plantation, respectively). The fertilizations also temporarily increased soil respiration rates. The low values of the biological activities (notably denitrification potentials $< 1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) explained that the observed N_2O fluxes were always smaller than $300 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ in environmental conditions yet favourable to N_2O production (high soil temperature, moisture and nitrate content). The similarity of the biological activities measured in both coffee plantations and also the similar annual N_2O budgets derived through measurements and modelling suggests only a small magnitude effect of the N_2 fixing legume tree species on N_2O emissions. The sum of soil non CO_2 GHG fluxes and C storage in the shaded culture ($11.93 \pm 2.17 \text{ Mg CO}_2\text{-equivalent ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) was 4 times larger than the total GHG balance in the monoculture ($2.67 \pm 1.94 \text{ Mg CO}_2\text{-equivalent ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). Our results therefore confirm that coffee grown in an agroforestry system, on an Andosol, increases the GHG sink and that, for the current context, the use of an N_2 fixing legume species as shade tree does not contradict this observation.

Keywords: Agroforestry, climate change, CH_4 , CO_2 , denitrification, nitrification, nitrogen fixing legume, N_2O .

Sommaire

Remerciements	7
Résumé	9
Abstract	10
Sommaire	11
Liste des abréviations	14
Liste des tableaux	16
Liste des figures	19
Introduction	23
Chapitre I Introduction générale et problématique	27
A Le changement climatique et l'agriculture tropicale	28
A.1 Définition, causes, historique et controverses du changement climatique.....	28
A.2 Les gaz à effet de serre (GES) émis par l'agriculture	31
A.3 Mécanismes à l'origine des émissions de GES par les sols	32
A.4 Méthodes d'évaluation des émissions de GES par les sols et des processus impliqués	42
A.5 GES émis par les sols agricoles tropicaux.....	45
B Le bilan des GES : stockage de carbone et flux de GES hors CO₂ du sol . 52	
B.1 Puits de carbone et bilan des GES	52
B.2 Mesure du stockage de carbone à l'interface sol-plante-atmosphère.....	52
B.3 Stockage de carbone et flux de GES en agroforesterie.....	56
B.4 Contribution des Andosols au stockage de carbone et aux flux de GES.....	60
B.5 Initiatives incluant l'agroforesterie pour atténuer le changement climatique.....	68
C Caféculture en Amérique Centrale et contexte de l'étude	71
C.1 Historique et pratiques de la caféculture en Amérique Centrale.....	71
C.2 Rôle des arbres dans les caféières.....	72
C.3 Travaux antérieurs au Costa Rica sur la caféculture, les émissions de N ₂ O et le stockage de carbone	73
C.4 Cadre institutionnel de la thèse.....	78
Chapitre II Dynamique des flux de GES à l'interface sol-atmosphère	81
A Présentation du dispositif expérimental	82
A.1 Site de l'étude	82
A.2 Parcelles expérimentales	82

A.3 Caractérisation physico-chimique des sols	85
A.4 Dispositif de mesure des flux de GES à l'interface sol-atmosphère	90
B Greenhouse gases fluxes from Andosols under coffee in monoculture or shaded by <i>Inga densiflora</i> in Costa Rica	92
Résumé	93
Abstract	93
B.1 Introduction	95
B.2 Materials and methods.....	95
B.3 Results	100
B.4 Discussion.....	110
B.5 Conclusions	114
B.6 References.....	115
C Conclusion.....	119
Chapitre III Déterminisme et modélisation des émissions de N₂O par le sol.....	121
A Le modèle PASTIS (Prediction of Agricultural Solute Transfer In Soils)..	122
B Processes responsible for the nitrous oxide emission from a Costa Rican Andosol under a coffee agroforestry plantation	124
Résumé	125
Abstract	125
B.1 Introduction	127
B.2 Materials and methods.....	128
B.3 Results	131
B.4 Discussion.....	135
B.5 References.....	138
C The use of process-oriented models to analyse determinism of N₂O emissions and estimate annual budgets in coffee systems in Costa Rica..	141
Résumé	142
Abstract	142
C.1 Introduction	144
C.2 Materials and methods	145
C.3 Results	153
C.4 Discussion	163
C.5 Conclusions	165
C.6 References	166
D Conclusion.....	170

Chapitre IV Bilan du stockage de carbone et des flux de GES autres que le CO₂	171
A Balance between carbon storage and soil non-CO₂ greenhouse gases fluxes in a coffee (<i>Coffea arabica</i>) monoculture and a coffee plantation shaded by <i>Inga densiflora</i> in Costa Rica	173
Résumé	174
Abstract	174
A.1 Introduction	176
A.2 Materials and methods	177
A.3 Results	180
A.4 Discussion	187
A.5 Conclusions	190
A.6 References	191
B Conclusion	194
Chapitre V Synthèse et perspectives	195
A Rappel sur les objectifs	196
B Impact des pratiques culturales de la caféiculture sur les flux de GES et le stockage de carbone	198
B.1 Les flux de GES (N ₂ O, CH ₄ , CO ₂) à l'interface sol-atmosphère	198
B.2 Bilan des GES à l'échelle de la parcelle	201
C Perspectives	202
Conclusion	207
Bibliographie	209
Annexes	227

Liste des abréviations

ADEME	: Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
ASB	: Alternative to slash and Burn
CASCA	: Coffee Agroforestry Systems in Central America
CATIE	: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñansa
CEH	: Center of Ecology and Hydrology
CGIAR	: Consultative Group for International Agricultural Research
CICAPE	: Centro de Investigación de ICAFE
CIRAD	: centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CEC	: Capacité d'Échange Cationique
CPG	: Chromatographie en Phase Gazeuse
DBH	: Diameter at Breast Height
ECD	: Electron Capture Detector (détecteur à capture d'électron)
GC	: Gas Chromatography
GES	: Gaz à Effet de Serre
GIEC	: Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
GPP	: Gross Primary Production
ICAFE	: Instituto Costaricense del cafe
ICRAF	: International Centre for Research in Agroforestry, maintenant World Agroforestry Centre
INRA	: Institut scientifique National de Recherche Agronomique
IPCC	: Intergovernmental Panel on Climate Change
IRD	: Institut de Recherche pour le Développement
FID	: Flame Ionization Detector (détecteur à ionisation de flamme)
FIE	: Fertilizer-Induced Emissions
LAI	: Leaf Area Index
LULUCF	: Land Use, Land-Use Change and Forestry
MDP	: Mécanisme pour un Développement Propre
MO	: Matière Organique
MOC	: Mise en Oeuvre Conjointe
MOST	: Matière Organique des Sols Tropicaux
MS	: Matière sèche
NEMIS	: Nitrous oxide Emissions In Soils
NEP	: Net Ecosystem Production
NOE	: Nitrous Oxide Emissions
PASTIS	: Prediction of Agricultural Solute Transfer In Soils
PIB	: Produit Intérieur Brut
PSA	: Pago por Servicios Ambientales
ppbv	: partie par billion exprimée en volume/volume. Unité du S.I. équivalente : nl l^{-1}
ppmv	: partie par million exprimée en volume/volume. Unité du S.I. équivalente : $\mu\text{l l}^{-1}$
PRG	: Potentiel de Réchauffement Global
Re	: Ecosystem Respiration
SIBAGHE	: Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosiences et

Environnement (Ecole doctorale)

TCD	:	Thermal Conductivity Detector (détecteur à conductivité thermique)
UNA	:	Universidad Nacional Agraria de Nicaragua
UNFCCC	:	United Nations Framework Convention on Climate Change
WAC	:	World Agroforestry Center
WFPS	:	Water Filled Pore Space
WRB	:	World Reference Base for soil resources
WRI	:	World Resources Institute

Liste des tableaux

Tableau I.1 : Caractéristiques des trois principaux gaz à effet de serre émis par l'agriculture, d'après le GIEC (2001).....	32
Tableau I.2 : Taux moyens de respiration du sol dans différents type de végétation et pour différents climats, adapté de Raich et Schlesinger (1992)	40
Tableau I.3 : Fonctions mettant en relation la respiration du sol et sa teneur en eau (adapté de Davidson et al., 2000).	41
Tableau I.4 : Flux moyens de N ₂ O sur une période d'environ un mois après application de fertilisant azoté pour différents usages du sol, au Costa Rica.....	47
Tableau I.5 : Flux moyens journaliers de N ₂ O pour différents usages du sol, au Costa Rica	48
Tableau I.6 : Emissions annuelles de N ₂ O pour différents usages du sol, en Amérique latine	49
Tableau I.7 : Flux moyens journaliers et émissions annuelles de CO ₂ pour différents usages du sol, en Amérique Latine.....	50
Tableau I.8 : Flux moyens journaliers et émissions annuelles de CH ₄ pour différents usages du sol, en Amérique Latine.....	51
Tableau I.9 : Relations allométriques pour certaines espèces communément rencontrées dans les systèmes agroforestiers caféiers d'Amérique Centrale.....	54
Tableau I.10 : Potentiels de stocks de carbone au-dessus du sol des systèmes agroforestiers pour différentes écorégions du monde (Albrecht et Kandji, 2003) adapté par Verchot et al. (2005)	57
Tableau I.11 : Teneur moyenne en carbone organique pour quelques types de sols (Classification FAO-UNESCO et WRB). FAO (2006) d'après Batjes (1996).....	64
Tableau I.12 : Flux moyens de N ₂ O d'Andosols sur une période d'environ un mois après application de fertilisant azoté pour différents usages du sol.....	66
Tableau I.13 : Flux moyens de N ₂ O d'Andosols pour différents usages du sol.....	67
Tableau I.14 : Stocks de carbone dans la biomasse aérienne de deux systèmes caféiers (Coffea arabica) dans la zone Sud du Costa Rica. D'après De Miguel Magaña et al. (2004).....	76
Tableau I.15 : Stocks de carbone dans la biomasse aérienne de systèmes agroforestiers caféiers (Coffea arabica) dans la zone Sud du Costa Rica. D'après De Miguel Magaña et al. (2004)	76
Tableau I.16 : Stocks et taux de stockage de carbone dans la biomasse aérienne d'espèces de bois d'œuvre employées comme arbre d'ombrage dans des plantations de café au Costa Rica. D'après les données de Dzib (2003).....	77

Tableau II.1: Propriétés chimiques du profil de sol de la station expérimentale de Cicafé d'après Mata et Ramírez (1999).....	87
Tableau II.2: Propriétés physiques du profil de sol de la station expérimentale de Cicafé d'après Mata et Ramírez (1999).....	87
Tableau II.3 : Propriétés chimiques du sol des horizons 0-10 cm et 10-40 cm de la monoculture (CM) et de la plantation ombragée (CIn) étudiées, à Cicafé	89
Tableau II.4 : Propriétés physiques du sol des horizons 0-10 cm et 10-40 cm de la monoculture (CM) et de la plantation ombragée (CIn) étudiées, à Cicafé	89
Table II.5: Properties of the soils of the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica.	102
Table II.6: Means (SE) of soil gravimetric moisture content (m_G), WFPS, temperature, NH_4^+ and NO_3^- concentration, N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn)	106
Table II.7: Significant correlations between soil gravimetric moisture content (m_G), WFPS, temperature, ammonium and nitrate content, N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn),.....	107
Table II.8: Annual budget and (standard error) of soil greenhouse gases fluxes under the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn), in the Central Valley of Costa Rica	110
Table III.1: Chemical and physical properties of the soil (0–10 cm) in the Inga shaded coffee plantation in the Central Valley of Costa Rica	129
Table III.2: NH_4^+ and NO_3^- concentrations (means \pm SE; n=4) in soils treated with N fertilizer and incubated for 6 days with three C_2H_2 treatments at four levels of water-filled pore space (WFPS) values.....	134
Table III.3 : N_2O and N_2 emissions (means \pm SE; n=4) by nitrification (NIT) and denitrification (DENIT) from soil treated with N fertiliser and incubated at four water-filled pore space (WFPS) values for six days	134
Table III.4: Properties of the soils (0-10 cm) of the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica.	146
Table III.5: Water parameter values set in the PASTIS model, for the 0-10 cm soil layer of the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica.....	150
Table III.6: Soil microbial characteristics integrated into NGAS (0-10 cm) for the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica.	155

Table III.7: Rates of nitrification (N_w) and N_2O production by nitrification ($N_2O_{NIT(W)}$) of soils treated with N fertilizer and incubated for 9 days at three levels of gravimetric soil moisture (m_G) values.	156
Table III.8: Soil microbial characteristics (0-10 cm) parameterizing NOE	157
Table III.9: Pearson correlation coefficients (r) with the associated probability values (p) between observed and predicted WFPS and root mean square errors (RMSE) of the linear regression between observed and predicted WFPS by PASTIS model run at hourly, daily and seasonal time steps for the coffee monoculture (CM) and the shaded coffee plantation (CIn)	159
Table III.10: Pearson correlation coefficients (r) with the associated probability values (p) between observed and predicted N_2O fluxes and root mean square errors (RMSE) of the linear regression between observed and predicted N_2O fluxes by NGAS and NOE models run at an hourly time step with soil parameters of the coffee monoculture (CM) and the shaded coffee plantation (CIn)	161
Table III.11: Soil annual N_2O emissions and (standard error, n) estimated with field measurements (N_2O_{MEAS}) and with NGAS (N_2O_{NGAS}) and NOE (N_2O_{NOE}) simulations, in the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn).....	162
Table III.12 : N_2O emissions for a zero-N application (N_2O_{0N}) and fertilizer-induced emissions (FIE) obtained from field measurements (Meas) and from NGAS and NOE simulations	163
Table IV.1: Properties of the soils of a coffee monoculture (CM) and a coffee plantation shaded by Inga densiflora (CIn) in the Central Valley of Costa Rica.....	181
Table IV.2: Soil C stocks measured at four depths in 2003 and 2006 in a coffee plantation shaded by Inga densiflora (CIn) and a coffee monoculture (CM).....	185
Table IV.3: Phytomass (from Siles (2007)), carbon fraction and stocks in the litter, coffee plants and trees in a coffee monoculture (CM) and a coffee plantation shaded by Inga densiflora (CIn) of 7 years old in the Central Valley of Costa Rica.....	186
Table IV.4: C storage in above and belowground biomass, litter and soil (1); soil non- CO_2 GHGs fluxes (N_2O , CH_4) (2) and net GHGs balance (1) – (2) expressed in $Mg CO_2$ -equivalent $ha^{-1} y^{-1}$ in a coffee monoculture (CM) and a coffee plantation shaded by Inga densiflora (CIn) of 7 years old in the Central Valley of Costa Rica.....	189
Tableau V.1 : Modèles ou description de la dénitrification provenant de la littérature, classés par ordre alphabétique, d'après Heinen (2006).....	228

Liste des figures

Figure I.1 : Système agroforestier café-Eucalyptus au Costa Rica.....	27
Figure I.2 : Evolution de la teneur atmosphérique en gaz carbonique mesurée à l'observatoire de Mauna Loa sur l'île d'Hawaii depuis 1958.....	30
Figure I.3 : Evolution de la température moyenne annuelle en surface observée sur l'Hémisphère Nord depuis 1861.	30
Figure I.4 : Relevés des changements dans la composition atmosphérique de la teneur en CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O.....	31
Figure I.5 : Emissions de GES en agriculture d'après Baumert et al. (2005).....	32
Figure I.6 : Le cycle de l'azote (Brady et Weil, 2002).....	33
Figure I.7 : Étapes de la dénitrification (Hénault et Germon, 1995)	35
Figure I.8 : Modèle de la relation entre le WFPS (water-filled pore space) du sol et les flux de gaz azotés relatifs (Davidson, 1991).....	37
Figure I.9 : Modèle conceptuel des composants de la respiration du sol (Ryan et Law, 2005)	39
Figure I.10 Enceinte fermée placée au champ (A), injection d'un échantillon de gaz dans un tube (B) et tubes contenant les échantillons de gaz scellés pour transport au laboratoire	42
Figure I.11 : Cylindres de sol non remaniés placés dans des tubes hermétiquement fermés (A), échantillons de sol remaniés placé dans des flacons hermétiquement fermés, prêts à être échantillonnés (B) et mis en incubation à une température déterminée, dans l'obscurité (C)	44
Figure I.12 : Stocks de carbone au-dessus du sol pour différents écosystèmes des Tropiques humides (Verchot et al., 2005)	58
Figure I.13 : Stocks de carbone moyens au-dessus du sol de systèmes agroforestiers en relation avec leur temps de rotation d'après Mutuo et al. (2005)	59
Figure I.14 : Stocks de carbone (au-dessus et dans le sol) dans quelques chronoséquences de cultures sur brûlis (Mutuo et al., 2005) d'après Woomer et al. (2000).....	59
Figure I.15 : Teneur en carbone (g C kg ⁻¹ sol) de sols (0-20 cm) selon leur minéralogie et leur texture (Feller et al., 2001)	63
Figure I.16 : Relation entre les taux de nitrification et les flux de N ₂ O dans le monde. D'après Ishizuka et al. (2005).....	65
Figure I.17 : Représentation simplifiée du Protocole de Kyoto d'après Gardette et Locatelli (2007).....	70

Figure I.18 : Exportation d'azote ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans les cerises de café récoltées pour différents niveaux de fertilisation azotée (0, 150, 250, 350 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), San Pedro de Barva, Heredia, Costa Rica (Harmand et al., 2007b).....	74
Figure I.19 : Emissions de N_2O par le sol pour différents niveaux de fertilisation azotée (0, 150, 250 et 350 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) mesurées 12 jours après la fertilisation, San Pedro de Barva, Heredia, Costa Rica; d'après les données de Skiba et al. (2002).....	74
Figure I.20 : Emissions de N_2O par le sol de deux plantations de café fertilisées (180 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) : une monoculture et une plantation ombragée par l'espèce <i>Eucalyptus deglupta</i> ; et d'une monoculture de café non fertilisée. D'après Harmand et al. (2007a) et Skiba et al. (2002)	75
Figure I.21 : Stocks de carbone et taux de stockage de carbone moyens dans la phytomasse aérienne de plantations de café en monoculture ou en systèmes agroforestiers (AGF). (Harmand et al., 2006)	77
Figure I.22 : Evolution des stocks de carbone dans un système agroforestier caféier multistrates au Costa Rica (Maserà et al., 2003)	78
Figure I.23 : Les composantes du projet CASCA (Coffee Agroforestry Systems in Central America) (Vaast et Harmand, 2002).....	79
Figure II.1 : Dispositif expérimental de mesure des flux de GES du sol	81
Figure II.2 : Carte d'Amérique Centrale et du Costa Rica	82
Figure II.3 : Précipitations et températures moyennes mensuelles au cours de l'année 2004, mesurées sur les parcelles expérimentales	84
Figure II.4 : Parcelles expérimentales dans la Vallée Centrale du Costa Rica. CM : Café en monoculture, CIn : café ombragé par la légumineuse <i>Inga densiflora</i>	84
Figure II.5 : Saisons et périodes de fertilisation au cours de l'année d'étude des flux de GES des sols	85
Figure II.6 : Profil de sol sous CM (photo de P. Cannavo).....	86
Figure II.7 : Concentration de N_2O , de CH_4 et de CO_2 selon le temps de fermeture de l'enceinte	90
Figure II.8: Rainfall and extrapolated values to the plot scale of soil WFPS, temperature), NH_4^+ and NO_3^- content, N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in the coffee monoculture and the shaded coffee plantation in the Central Valley of Costa Rica.....	103
Figure II.9: Rainfall and soil WFPS, NH_4^+ and NO_3^- content, N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in the coffee monoculture and the shaded coffee plantation during the dry and the wet season before fertilization.	104
Figure II.10: Rainfall and soil WFPS, NH_4^+ and NO_3^- content, N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in the coffee monoculture and the shaded coffee plantation during the post fertilization periods of May-July and July-September 2005.....	105

Figure III.1 : Transformation de l'azote minéral dans le sol (Wrage et al., 2001).....	121
Figure III.2 : Les modèles en relation avec les observations du monde réel (van Noordwijk et al., 2001)	121
Figure III.3 : Description du modèle PASTIS (Lafolie, 1991).....	123
Figure III.4: CO ₂ evolution from 50 g soil d.w. at different moisture levels [39%, 58%, 76% and 87% water-filled pore space (WFPS)] and different partial pressures of C ₂ H ₂ in the headspaces.	132
Figure III.5: Rates of nitrification (NH ₄ ⁺ nitrified); soil respiration; N ₂ O produced by nitrification; N ₂ O produced by denitrification; N ₂ O normally produced as N ₂ from 50 g soil d.w. after 6 days of incubation at different moisture levels [39%, 58%, 76% and 87% water-filled pore space (WFPS)].....	133
Figure III.6 : N ₂ O produced from 50 g soil d.w. at different moisture levels [39%, 58%, 76% and 87% water-filled pore space (WFPS)] and different partial pressures of C ₂ H ₂ in the headspaces.	135
Figure III.7: Mineral N (NH ₄ ⁺ + NO ₃ ⁻) dynamics and soil moisture and net N mineralization rates in the top soil (0-20 cm) of the coffee monoculture and the shaded coffee plantation in the Central Valley of Costa Rica.	155
Figure III.8: N ₂ O production, at different partial pressures of C ₂ H ₂ in the headspaces from 50 g soil d.w. of the coffee monoculture and the shaded coffee plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica.	158
Figure III.9: Rainfall, soil water-filled pore space (WFPS) simulated and measured in the fertilized and non fertilized zones of the coffee monoculture and the shaded coffee plantation in the Central Valley of Costa Rica.	159
Figure III.10: Soil N ₂ O fluxes simulated by NGAS and NOE and measured in the fertilized zones of the coffee monoculture and the shaded coffee plantation in the Central Valley of Costa Rica.	160
Figure III.11 : Soil N ₂ O fluxes simulated by NGAS and NOE and measured in the non fertilized zones of the coffee monoculture and the shaded coffee plantation in the Central Valley of Costa Rica.	161
Figure III.12: Soil annual N ₂ O emissions estimated with field measurements and with NGAS and NOE simulations, in the fertilized (FZ) and non fertilized (NFZ) zones of the coffee monoculture and the Inga shaded coffee plantation, in the Central Valley of Costa Rica..	162
Figure IV.1 : Dispositif de mesure de la chute de litière	171
Figure IV.2: Silt and clay percentage distribution in soil sampled in 2003 and 2006 in the 0-40 cm layer of a coffee monoculture and a coffee-Inga plantation in the Central Valley of Costa Rica.	182

Figure IV.3: Soil carbon and nitrogen content in 2003 and 2006 in the 0-40 cm layer of a coffee monoculture and a coffee-Inga plantation in the Central Valley of Costa Rica..	183
Figure IV.4 Ratio between soil carbon content (%) and (silt + clay) percentage, multiplied by 1000, in 2003 and 2006 in the 0-40 cm layer of a coffee-Inga plantation in the Central Valley of Costa Rica.	184
Figure IV.5 : Soil carbon and nitrogen content in the 0-40 cm layer of a coffee monoculture and of a coffee-Inga plantation in 2003 and 2006, in the Central Valley of Costa Rica.	184
Figure IV.6: Soil N ₂ O (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) and CH ₄ (kg C ha ⁻¹ y ⁻¹) fluxes and soil respiration rates (Mg C ha ⁻¹ y ⁻¹) in a coffee monoculture and a coffee-Inga plantation, in the Central Valley of Costa Rica.	187
Figure V.1 : Processus/flux de carbone et stocks de carbone dans un écosystème boisé et dans ses produits tels qu'ils sont distingués dans CO2FIX V.2 (Masera et al., 2003) .	229

Introduction

Le changement climatique de la planète constitue une menace globale à conjurer urgemment. Alors qu'aucun «signal» ne semblait encore dépasser le «bruit de fond» des variations naturelles au début des années 80, les modifications du climat et ses répercussions sur les systèmes physiques et biologiques semblent s'intensifier. L'augmentation des températures, de la pluviosité et de l'intensité des pluies ainsi que des phénomènes météorologiques extrêmes (cyclones, tempêtes, sécheresse) provoquent chaque jour plus de catastrophes écologiques, humaines et économiques. S'il est vrai qu'une incertitude scientifique persiste sur certains aspects du changement climatique, le principe de précaution s'impose. La cause anthropogénique majeure du changement climatique provient de l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. En dehors de la déforestation, les activités agricoles contribuent pour 15% aux émissions globales de GES, sous forme principalement d'oxyde nitreux (N₂O) et de méthane (CH₄). Les émissions de N₂O par les sols agricoles constituent 40% des émissions de l'agriculture et proviennent principalement de l'utilisation de fertilisants azotés et, dans une certaine mesure, de la culture de légumineuses fixatrices d'azote atmosphérique. Atténuer le changement climatique nécessite de réduire les émissions de GES, d'une part, et de diminuer les teneurs de CO₂ atmosphérique via son stockage notamment dans la biosphère terrestre, d'autre part. Les terres agricoles représentent un potentiel considérable de puits de carbone si des pratiques appropriées sont utilisées visant à augmenter les biomasses permanentes et le stock de matière organique du sol. La pratique de l'agroforesterie consistant à introduire de façon judicieuse des arbres dans le système de culture apparaît comme une perspective prometteuse pour favoriser la séquestration du C en agriculture. La caféiculture représente 7,5% des cultures permanentes mondiales et occupe une place importante dans l'économie des pays d'Amérique centrale. Au Costa Rica, la caféiculture est particulièrement intensive avec 40% des plantations conduites sous forme de monoculture et des apports de fertilisants azotés allant jusqu'à 350 kg N ha⁻¹ an⁻¹.

Le travail de thèse présenté dans ce document s'inscrit dans le cadre d'un projet d'agroforesterie caféière en Amérique Centrale (projet CASCA : Coffee Agroforestry Systems in Central America), coordonné par le CIRAD et réalisé au CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñansa) en collaboration avec le CEH d'Edimbourg (Centre of Ecology and Hydrology), le réseau Promecafé (association des instituts du café centraméricains) et l'UNA (Universidad Nacional Agraria de Nicaragua). Ce

projet avait pour objectif d'étudier les effets des arbres d'ombrage et des pratiques agricoles sur la physiologie du caféier, l'environnement et la viabilité économique des systèmes caféiers. Au sein de ce projet, cette thèse, conduite au Costa Rica, propose par l'étude de deux cultures caféières, une monoculture et une culture ombragée par une légumineuse fixatrice de N₂, de préciser :

- (i) **l'intensité des émissions de GES (N₂O, CO₂, CH₄) dans ces systèmes, leurs variations saisonnières en fonction des évènements climatiques et des épisodes de fertilisation azotée,**
- (ii) **l'impact de la présence d'un arbre fixateur d'azote sur ces émissions,**
- (iii) **Les processus microbiologiques (nitrification et dénitrification) impliqués dans les émissions de N₂O, leur nature et déterminisme dans ce contexte,**
- (iv) **l'impact de l'utilisation de différentes méthodologies d'intégration des observations de terrain (mesures directes, simulation) lors de l'établissement du bilan annuel des émissions de N₂O dans ces systèmes de culture,**
- (v) **les conséquences en terme de stockage de carbone dans le sol de la conduite de la culture caféière en agroforesterie,**
- (vi) **l'impact du mode de culture du caféier (monoculture vs association agroforestière) sur le bilan des GES à l'échelle de la parcelle, c'est-à-dire la différence entre les émissions de GES autres que le CO₂ et le stockage de carbone dans le système sol-plante.**

D'après les informations recueillies dans la littérature scientifique, présentées dans le Chapitre I de ce document, nous posons les hypothèses de départ suivantes :

- (i) **les flux de GES des sols augmentent durant la saison des pluies et l'application de fertilisant azoté augmente fortement les flux de N₂O et réduit probablement l'oxydation du méthane,**
- (ii) **la présence d'une légumineuse fixatrice de N₂ induit une augmentation des flux de N₂O du sol,**
- (iii) **relativement à la nitrification, la dénitrification est le processus prépondérant dans l'émission de N₂O par le sol et les potentiels de dénitrification sont élevés,**
- (iv) **les bilans annuels d'émission de N₂O peuvent être ajustés grâce à l'utilisation de modèles orientés-process utilisant des jeux de données couramment disponibles et des paramètres biologiques du sol mesurés « in vitro »,**

- (v) l'introduction d'arbres dans une culture caféière contribue à augmenter le stock de carbone du sol grâce à un apport plus élevé de matière organique au sol par la litière et les émondes,
- (vi) les émissions de N_2O et CH_4 potentiellement plus fortes du système caféier ombragé par une légumineuse fixatrice de N_2 par rapport à une monoculture sont largement compensées par un stockage de C plus élevé dans la biomasse des arbres et dans le sol.

L'étude est basée sur un dispositif expérimental au champ permettant la comparaison entre une caféière en monoculture (CM) et une caféière ombragée par une légumineuse fixatrice d'azote *Inga densiflora* (CIn), les deux systèmes recevant une fertilisation annuelle de 250 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Pendant un an (Oct. 04 - Sept. 05), les émissions par le sol de GES (N_2O , CO_2 , CH_4) sont mesurées au champ à un pas de temps régulier (1 mois) avec, en complément, un suivi plus intensif au cours des périodes suivant les fertilisations azotées. Le déterminisme des émissions de N_2O et l'estimation des bilans annuels d'émission de N_2O sont examinés par des mesures « in vitro » des paramètres biologiques des sols et l'utilisation de modèles de simulation (PASTIS, NGAS et NOE). En vue d'évaluer le bilan des GES dans les systèmes, c'est-à-dire la différence entre les flux de GES autres que le CO_2 et le stockage de carbone, les stocks de carbone des sols sont mesurés à deux reprises à 3 ans d'intervalle (2003 et 2006), ceux de la phytomasse sont évalués en 2004.

Après une synthèse bibliographique (Chapitre I), nous tenterons, à partir des mesures réalisées entre 2003 et 2006, au Costa Rica, sur le terrain et en laboratoire, de répondre aux points (i) et (ii) dans le Chapitre II, (iii) et (iv) dans le Chapitre III et (v) et (vi) dans le Chapitre IV. Enfin, le chapitre VI réalise la synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de cette thèse. Il ouvre également des perspectives sur l'amélioration des méthodes d'évaluation des bilans de C et de N_2O dans les systèmes agricoles, en particulier les systèmes caféiers.

Chapitre I Introduction générale et problématique



Figure 1.1 : Système agroforestier café-Eucalyptus au Costa Rica

A Le changement climatique et l'agriculture tropicale

A.1 Définition, causes, historique et controverses du changement climatique

Le changement climatique fait référence à des fluctuations à long terme des températures, précipitations, vents et autres éléments du système climatique de la Terre. Certains processus naturels tels les variations de la radiation solaire, des paramètres orbitaux de la Terre ou de l'activité volcanique peuvent produire des variations du climat. Le système climatique peut aussi être influencé par des changements en concentration de certains gaz dans l'atmosphère, les gaz à effet de serre, qui agissent sur l'absorption de la radiation par la Terre (US Environmental Protection Agency, 2002). Une grande partie de l'énergie du rayonnement solaire qui atteint la terre est réémise vers l'atmosphère sous forme de rayonnement infrarouge. Mais, alors que l'atmosphère est assez largement transparente au rayonnement solaire direct, une partie du rayonnement infrarouge (de plus grande longueur d'onde que le rayonnement direct) est absorbée par certains constituants mineurs de l'atmosphère, qu'on appelle les gaz à effet de serre (GES) et réchauffe la basse atmosphère (Lescuyer et Locatelli, 1999). Sans les propriétés naturelles de piégeage de la chaleur de ces gaz, la température moyenne à la surface de la Terre serait environ 33°C inférieure (IPCC, 2001).

Le phénomène du réchauffement climatique par effet de serre est décrit pour la première fois par le physicien Fourier en 1824. En 1895, le chimiste suédois S. Arrhenius calcule que si le dioxyde de carbone disparaissait en entier de notre atmosphère la température du sol diminuerait de 21°C. Il en conclut que l'activité industrielle de l'humanité civilisée pourrait être une solution technique pour repousser la prochaine ère glaciaire ! Il lie en fait définitivement la dérive anthropogénique de l'effet de serre et l'utilisation industrielle des combustibles fossiles (charbon et hydrocarbures) (Grinevald, 1992). A partir de l'année de la géophysique internationale, en 1957-1958, des études sur les paléoclimats sont lancées. L'étude de carottage des glaces de l'Antarctique et la mesure systématique de la teneur en CO₂ dans l'atmosphère commencent alors. A l'observatoire de Mauna Loa dans l'île d'Hawaï, au centre du Pacifique Nord, le géochimiste Charles David Keeling observe d'une manière exemplaire les variations saisonnières et l'augmentation annuelle moyenne du CO₂ dans l'atmosphère (Figure I.2). Ces données permettent de mettre en évidence la corrélation entre la température de l'air (Figure I.3) et la teneur en dioxyde de carbone (Grinevald, 1992). On s'interroge alors sur l'impact du développement industriel sur la composition en constituants radiativement actifs de l'atmosphère et sur les mutations du climat que les recherches géologiques ont révélées. En 1979 est organisée la première conférence mondiale sur le

climat et donne lieu en 1988 à la création du groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Après une seconde conférence mondiale sur le climat en 1989, la convention-cadre sur le changement climatique (UNFCCC : United Nations Framework Convention on Climate Change) est signée à Rio de Janeiro en juin 1992 dans le cadre du sommet de la Terre et constitue la pièce maîtresse de la lutte mondiale contre le changement climatique. Son objectif est de stabiliser les concentrations de GES dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique.

Le rapport scientifique du GIEC (2001) est univoque sur l'affirmation d'une planète qui se réchauffe et sur la confirmation que la majeure partie du réchauffement observée ces 50 dernières années est imputable aux activités humaines. Les graphiques présentant l'évolution dans la composition atmosphérique en CO₂, CH₄ et N₂O au cours des 1000 dernières années (Figure I.4) montrent clairement une nette augmentation des concentrations à partir du début de l'ère industrielle. Pourtant, du fait de l'ampleur considérable des enjeux politiques et socio-économiques, le changement climatique et l'influence de l'homme sur celui-ci sont souvent controversés depuis la fin des années quatre-vingt. Certains ouvrages (Gelbspan, 2004) et rapports (Scientists, 2007) ont récemment dénoncé le financement par des compagnies pétrolières de campagnes de désinformation sur le changement climatique. S'il est vrai que des doutes persistent sur l'analyse scientifique du changement climatique, notamment sur l'ampleur du phénomène de réchauffement climatique, la plupart des pays affirment aujourd'hui que « le doute entretenu par certains à l'endroit du changement climatique ne justifie plus l'inaction et qu'au contraire, il faut enclencher immédiatement un plan d'action planétaire pour conjurer cette menace globale » (déclaration commune des Académies des sciences sur la réponse globale au changement climatique). Cette déclaration rejoint le concept de « principe de précaution » qui stipule qu'« en présence d'un risque avéré, on ne saurait s'abriter derrière l'absence de certitude scientifique pour ne pas décider » (Weber, 2002).

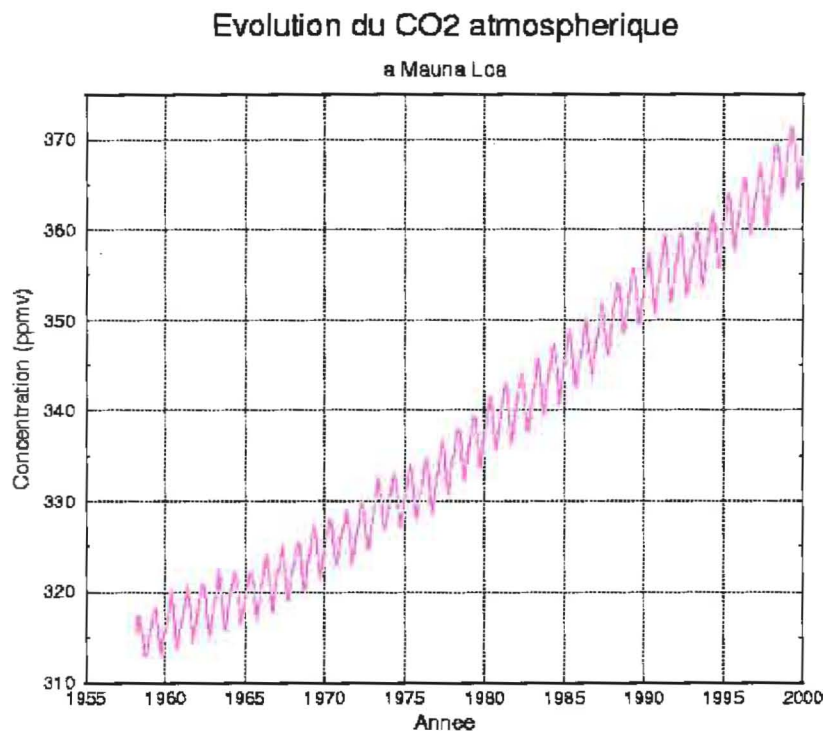


Figure I.2 : Evolution de la teneur atmosphérique en gaz carbonique (exprimée en ppmv: parties par million en volume) mesurée à l'observatoire de Mauna Loa sur l'île d'Hawaïi depuis 1958 (d'après les données de C.D.Keeling, 1986. Atmospheric CO₂ concentrations - Mauna Loa Observatory, Hawaii 1958-1986. NDP-001/R1, Carbon Dioxide Information Center, Oak Ridge National Laboratory, Tennessee, USA)

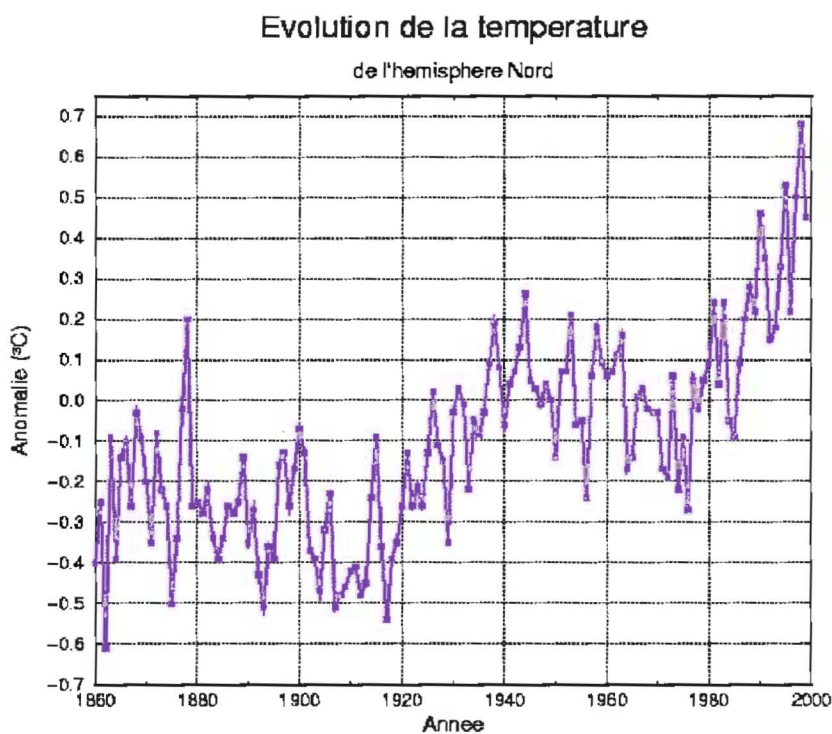


Figure I.3 : Evolution de la température moyenne annuelle en surface observée sur l'Hémisphère Nord depuis 1861. Les valeurs indiquées représentent l'anomalie par rapport à la moyenne de la période 1950-1979 prise comme référence (source des données: Jones, T.M.L. Wigley, P.B. Wright, T.A. Boden, 1990, NDP-022/R1, Carbon Dioxide Information Center, Oak Ridge National Laboratory, Tennessee, USA)

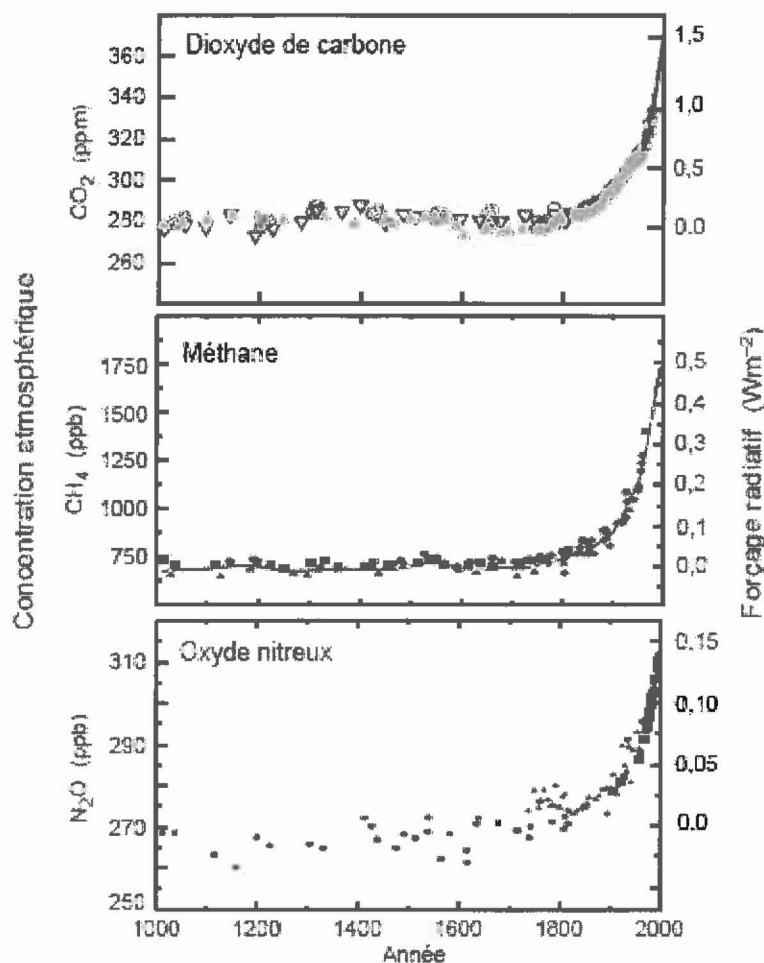


Figure 1.4 : Relevés des changements dans la composition atmosphérique de la teneur en CO_2 , CH_4 et N_2O (exprimée en ppmv et ppbv : parties par million et billion en volume) au cours des 1000 dernières années. Les données tirées des carottes glaciaires et des névés à plusieurs emplacements en Antarctique et au Groenland (indiquées par différents symboles) sont complétées par les données d'échantillons atmosphériques prélevés directement depuis des dizaines d'années (indiquées par la ligne CO_2 et incorporées dans la courbe représentant la moyenne mondiale pour le CH_4). Le forçage radiatif, c'est-à-dire « l'effet de serre renforcé », prévu de ces gaz est indiqué sur l'échelle de droite

A.2 Les gaz à effet de serre (GES) émis par l'agriculture

Les principaux GES présents dans l'atmosphère sont la vapeur d'eau (H_2O), le dioxyde de carbone (CO_2), l'oxyde nitreux (N_2O), le méthane (CH_4) et l'ozone (O_3) (GIEC 2001). Les émissions de GES en agriculture représentent environ 15% des émissions globales (Figure 1.5) et se font principalement sous forme de N_2O et CH_4 (45% des émissions globales pour chacun). Les activités agricoles impliquées sont, par ordre croissant de contribution aux émissions, la gestion des sols (labour et utilisation de fertilisants), l'élevage (processus de digestion du bétail), la riziculture, le défrichage, la combustion de biomasse et l'utilisation de fumier (Baumert et al., 2005).

La part prise par les GES au forçage radiatif du changement climatique, c'est-à-dire à l'effet de serre additionnel, dépend de l'ampleur de l'augmentation de leur concentration dans

l'atmosphère, de leur temps de séjour dans l'atmosphère après émission et des propriétés radiatives des molécules de ces gaz (GIEC, 2001). Les deux principaux GES émis par l'agriculture, le N_2O et CH_4 , avec un taux de changement de concentration dans l'atmosphère faible par rapport à celui du CO_2 (Tableau I.1), présentent néanmoins un potentiel de réchauffement global respectivement 296 et 23 fois supérieur à celui du CO_2 (GIEC, 2001). Les émissions de N_2O sont d'autant plus inquiétantes que ce gaz persiste dans l'atmosphère durant 114 ans.

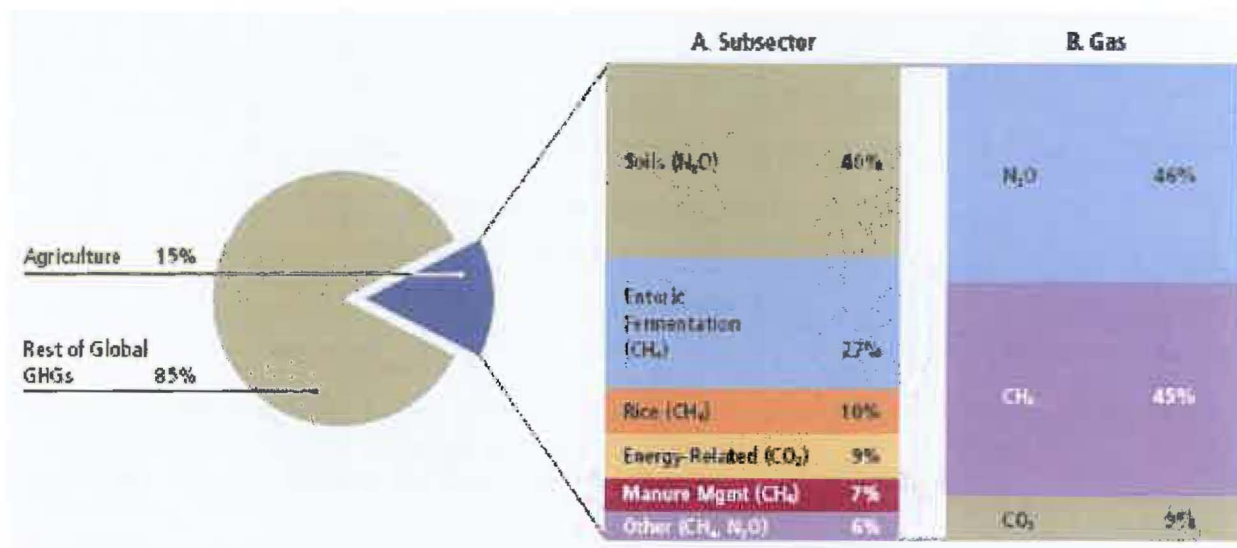


Figure I.5 : Emissions de GES en agriculture d'après Baumert et al. (2005)

Tableau I.1 : Caractéristiques des trois principaux gaz à effet de serre émis par l'agriculture, d'après le GIEC (2001)

	CO_2	CH_4	N_2O
Changement du taux de concentration	1,5 ppm an ⁻¹	7 ppb an ⁻¹	0,8 ppb an ⁻¹
Temps de séjour atmosphérique (ans)	*	12	114
Potentiel de réchauffement global (PRG) pour un horizon temporel de 100 ans	1	23	296

* Aucun temps de séjour unique ne peut être déterminé pour le CO_2 en raison des différents taux d'absorption des divers processus d'élimination.

A.3 Mécanismes à l'origine des émissions de GES par les sols

A.3.1 L'oxyde nitreux (N_2O)

La nitrification et la dénitrification sont les deux principaux mécanismes à l'origine des émissions de N_2O par les sols (Webster et Hopkins, 1996). Afin de resituer ces processus au sein du cycle de l'azote, présentons celui-ci dans un premier temps (Figure I.6). Au cours de

ce cycle, orchestré principalement par les organismes du sol, l'azote organique est minéralisé, assimilé par les plantes puis retourne au sol, en tant que résidus de plante sous une forme organique (Brady et Weil, 2002). L'ammonium (NH_4^+) est sujet à cinq types de transformation : immobilisation par les microorganismes, assimilation par les plantes, fixation dans certains minéraux argileux, adsorption sur les colloïdes du sol, transformation puis volatilisation sous forme d'ammoniac (NH_3) et, finalement, oxydation en nitrite (NO_2^-) puis en nitrate (NO_3^-) par le processus microbien de la nitrification. L'azote sous forme de nitrate est très mobile dans le sol et dans l'environnement. Introduit par l'apport de fertilisant ou produit dans le sol par nitrification, le nitrate peut suivre quatre voies : immobilisation par les microorganismes, assimilation par les plantes, lixiviation dans les eaux de drainage, réduction en oxyde nitrique (NO), oxyde nitreux (N_2O) ou diazote (N_2) par le processus de la dénitrification.

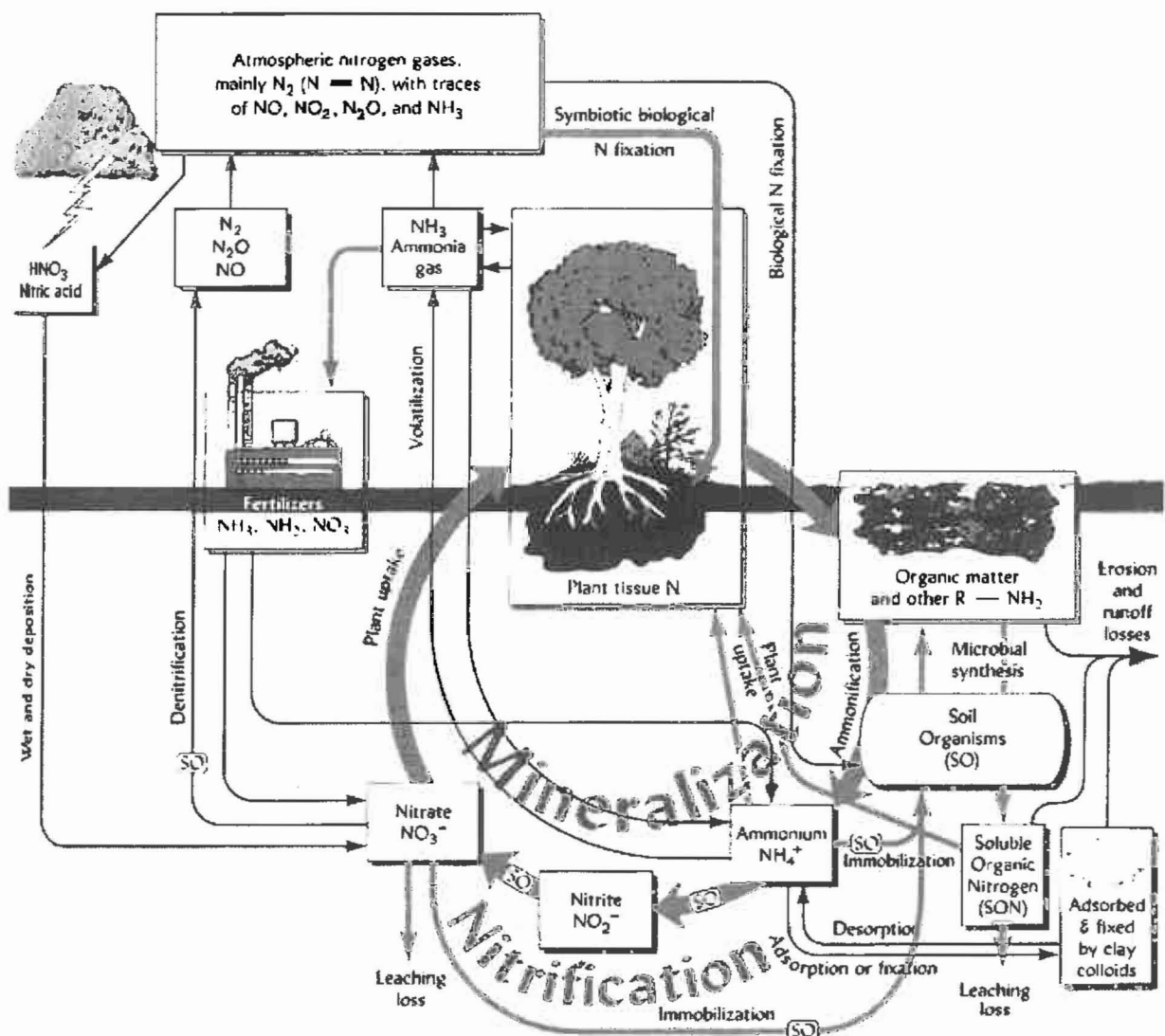
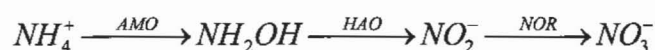


Figure I.6 : Le cycle de l'azote, l'accent étant mis sur le cycle primaire (flèches grises larges). Les compartiments représentent les différentes formes de l'azote, les flèches les processus. Les organismes du sol sont symbolisés par des boîtes marquées « SO » (Brady et Weil, 2002)

La nitrification se déroule en deux étapes successives : l'oxydation de l'ammonium (plus précisément de l'ammoniac) en nitrite et l'oxydation du nitrite en nitrate selon le schéma suivant :



La première étape, appelée nitrification, est principalement réalisée par les bactéries du genre *Nitrosomas* et est catalysée par les enzymes ammoniac monooxygénase (AMO) et hydroxylamine oxydoréductase (HAO). La seconde étape, nommée nitratisation, est effectuée par les *Nitrobacter* et est catalysée par l'enzyme nitrite oxydoréductase (NOR). Les *Nitrosomas* et les *Nitrobacter* sont des organismes autotrophes, aérobies, qui utilisent le CO₂ comme source de carbone et obtiennent leur énergie à partir de l'oxydation respectivement de l'hydroxylamine (NH₂OH) et du nitrite NO₂⁻ (Colliver et Stephenson, 2000). Certains organismes hétérotrophes, qui utilisent les composés organiques au lieu du CO₂, peuvent aussi participer au processus de nitrification même s'ils sont considérés comme quantitativement moins importants que les bactéries autotrophes (Bremner et Blackmer, 1981).

En conditions sub-optimales d'oxygène, l'oxydation est incomplète et une partie du NH₄⁺ contribue à la formation de NO et N₂O (Poth et Focht, 1985). Certains résultats expérimentaux (Bremner et Blackmer, 1981) montrent pourtant, que même dans des sols sous conditions nitrifiantes (sols bien aérés), la production d'une quantité importante de N₂O peut avoir lieu, indépendamment de la concentration en nitrate et de façon croissante avec l'augmentation de NH₄⁺. La nitrification peut donc être responsable de la production et de la libération dans l'atmosphère de quantités importantes de N₂O (Jaffe, 1992).

Les principaux facteurs affectant la nitrification dans le sol sont la population bactérienne nitrifiante, la température, l'humidité, le pH et les substrats NH₄⁺-N, O₂ et CO₂ (Montagnini et al., 1989). Les conditions de nitrification sont optimales à des températures comprises entre 25 et 35°C, à pH légèrement acide et en conditions d'humidité du sol intermédiaires (Bertsch, 1998).

La dénitrification est une réduction anaérobie du nitrate en N₂O et N₂, réalisée par l'intermédiaire de bactéries anaérobies facultatives qui transforment la matière organique, selon les étapes suivantes :

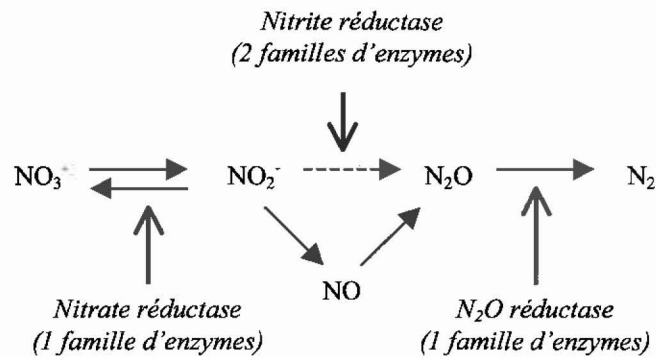


Figure I.7 : Étapes de la dénitrification (Hénault et Germon, 1995)

Les trois enzymes responsables de la dénitrification sont la NO_3^- réductase, la NO_2^- réductase et la N_2O réductase. La capacité de dénitrification concerne une large variété de groupes physiologiques et taxonomiques. Les sources d'énergie des dénitrifiants incluent trois classes connues : organique (organotrophes), inorganique (lithotrophes) et lumineuse (phototrophes). Le substrat organique est la source d'énergie la plus commune. Outre les dénitrifiants, certaines bactéries hétérotrophes, les NO_3^- réducteurs d'après Tiedje (1988) sont capables de réaliser la première étape de dénitrification, à savoir la réduction de NO_3^- en NO_2^- .

Le taux de dénitrification est déterminé par 5 principaux facteurs :

- la présence de micro-organismes dénitrifiants,
- le taux d' O_2 du sol. Il a d'ailleurs été montré que la dénitrification, longtemps considérée comme exclusivement anaérobie, pouvait avoir lieu en condition aérobie (Bell et al., 1990),
- la présence de nitrate comme accepteur d'électrons même si certaines bactéries dénitrifiantes ont aussi la capacité d'utiliser NO_2^- et/ou N_2O comme accepteurs d'électrons en absence de O_2 ,
- la quantité de carbone assimilable (qui est le donneur d'électrons),
- le pH qui serait favorable aux activités microbiennes dénitrifiantes à une valeur neutre et pourrait inhiber la N_2O réductase à pH inférieur à 5 (Knowles, 1982).

La quantité de N_2O libérée par dénitrification dépend non seulement du taux de dénitrification, mais aussi du rapport entre les volumes de N_2O et de N_2 produits. La proportion de N_2 produit par rapport à celle de N_2O dépend dans le sol des espèces de bactéries dénitrifiantes impliquées, du degré d'anaérobiose, de la quantité de carbone, du contenu en nitrates et du pH (Skiba et Smith, 2000).

Les émissions élevées de N_2O tendent à être associées au mécanisme de la dénitrification, pourtant, le processus de nitrification est très répandu dans les sols. La contribution de chacun de ces processus à l'émission de N_2O va dépendre du climat, des caractéristiques pédologiques et des pratiques culturales. Des pluies élevées, un faible drainage, une texture fine et un taux élevé de matière organique favorisent la dénitrification et sa production associée de N_2O tandis que de faibles pluies, un bon drainage, un sol aéré de texture grossière favorisent la nitrification et sa production associée de N_2O (Skiba et Smith, 2000). La proportion de N_2O comme produit terminal de la dénitrification augmente au fur et à mesure que le sol devient plus aéré. Par contre le N_2O est produit par la nitrification à de faibles concentrations d'oxygène (les *Nitrosomas europaea* deviendraient dénitrifiants en conditions limitantes d'oxygène selon Poth et Focht (1985). Les plus hautes concentrations de production de N_2O devraient avoir lieu sous conditions microaérophiles quand la réduction du N_2O durant le processus de la dénitrification est inhibée par l'oxygène et quand les nitrificateurs en conditions suboptimales d'oxygène forment également du N_2O (Klemetsson et al., 1988). Davidson (1991) propose un modèle de prédiction des flux de N_2O , NO et N_2 selon la teneur en eau du sol, exprimée par l'espace poral occupé par l'eau (WFPS) (Figure I.8). Celui-ci indique une importance accrue de la dénitrification au-delà de 60% du WFPS tandis que des teneurs en eau entre 30 et 70% du WFPS seraient optimales pour la production de N_2O par la nitrification. A partir de 80% du WFPS, le N_2O serait consommé et le N_2 deviendrait le majeur produit final. La production de NO et de N_2O par nitrification et par des réactions abiotiques dominerait en sol sec. A une teneur en eau intermédiaire, NO et N_2O seraient tous deux produits par la nitrification et par la dénitrification. Sous conditions d'humidité modérée, le NO produit serait consommé avant de s'échapper du sol. A très haute teneur en eau, seul le N_2 serait produit. L'auteur spécifie que les taux relatifs des flux et les teneurs en eau auxquels les points d'inflexion de ces courbes se produisent sont très spéculatifs et qu'un développement futur de ce modèle permettra de prédire les variations saisonnières des flux de NO et N_2O .

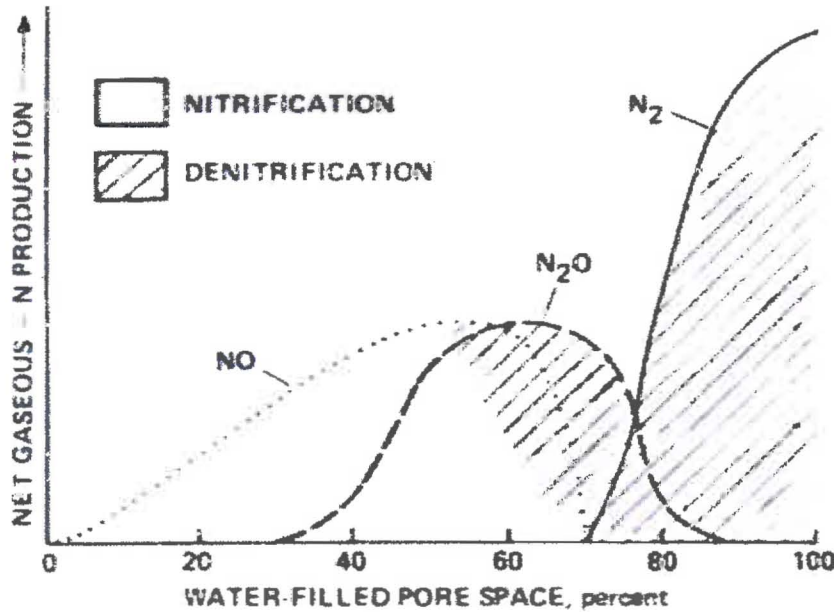


Figure 1.8 : Modèle de la relation entre le WFPS (water-filled pore space) du sol et les flux de gaz azotés relatifs (Davidson, 1991)

A.3.2 Le méthane (CH₄)

Le métabolisme microbien du méthane dans les sols est complexe étant donné que les sols peuvent produire et consommer du méthane, parfois même, simultanément. La production de méthane (*Méthanogenèse*) est réalisée par un groupe d'*Archaea* anaérobies connues sous le nom de méthanogènes et peut se produire soit par réduction de CO₂ : $CO_2 + H_2 \rightarrow CH_4$, soit par fermentation d'acétate : $CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$.

L'oxydation du méthane (*Méthanotrophie*) est réalisée par un groupe de bactéries aérobies appelées méthanotrophes qui utilisent le méthane comme source exclusive de carbone et d'énergie : $CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O$ (Schimel et Holland, 2005).

Plusieurs études (Knowles, 1993; Mosier et al., 1991; Schnell et King, 1994) ont démontré un lien entre la méthanotrophie et le cycle de l'azote. Étant données les similarités, en taille et en forme, de l'ammoniac (NH₃) et du CH₄, les nitrificateurs autotrophes sont capables d'oxyder le méthane et les méthanotrophes peuvent oxyder l'ammoniac (NH₃). Par conséquent, l'oxydation du méthane peut être inhibée par de fortes concentrations du sol en ammonium, suite à une fertilisation, par exemple. Ceci peut porter à croire que l'utilisation croissante de fertilisants azotés aurait tendance à diminuer la consommation globale de CH₄ aboutissant à de plus fortes concentrations atmosphériques en CH₄ mais, il n'en est pas toujours ainsi (Schimel et Holland, 2005). En effet, dans un sol présentant une capacité d'échange cationique (CEC) élevée, le NH₄⁺ résultant de la fertilisation aura plutôt tendance

à être adsorbé sur le complexe argilo-humique du sol qu'à inhiber la méthanotrophie (Mosier et al., 1991).

Le taux de consommation total du CH₄ est contrôlé d'une part par la demande biologique potentielle, d'autre part, par la diffusion du CH₄ dans le profil du sol, notamment par le WFPS (Mosier et al., 2004). Del Grosso et al. (2000) ont observé un optimum d'oxydation du CH₄ à des WFPS de 7,5% pour une texture grossière du sol, de 13% pour une texture fine.

Les sols agricoles non immergés ont plutôt tendance à consommer du CH₄ atmosphérique qu'à en produire mais le flux net de CH₄ c'est-à-dire le bilan entre production et consommation dépend du sol, de ses propriétés et aussi de la végétation. En effet, celle-ci peut influencer le taux de production de CH₄ en contribuant à l'apport de carbone facilement décomposable par ses exsudats racinaires ou la mort récente de ses racines (Schimel et Holland, 2005). L'émission de ce CH₄ vers l'atmosphère dépend à son tour des propriétés du sol et de la demande biologique.

A.3.3 Le dioxyde de carbone (CO₂)

Le CO₂ produit dans les sols, c'est-à-dire la respiration du sol, provient à 50% de la respiration des racines des plantes et mycorhizes associés (processus autotrophique), à environ 40% de la décomposition de la matière organique récente par les microorganismes hétérotrophes (respiration microbienne) et la faune du sol, et à faible échelle (10%) de l'oxydation chimique de matériaux carbonés plus anciens et plus récalcitrants (Raich et Schlesinger, 1992; Ryan et Law, 2005).

La respiration du sol est souvent déterminée par la mesure des flux de CO₂ du sol vers l'atmosphère. Sur une base annuelle, ces flux sont approximativement égaux au taux de respiration à moins que des pertes significatives de C inorganique se produisent, pertes généralement négligeables (Raich et Schlesinger, 1992). Par conséquent, les flux de CO₂ du sol vers l'atmosphère sont communément nommés « respiration du sol » et c'est à ces flux que nous ferons référence, dans la suite de cette étude, lorsque nous utiliserons le terme « respiration du sol ».

La respiration du sol est fortement contrôlée par la disponibilité en substrat (Figure I.9) mais d'autres facteurs environnementaux tels l'humidité et la température du sol, la disponibilité en oxygène affectent les communautés microbiennes du sous-sol. L'approvisionnement en substrat pour la respiration autotrophique (respiration racinaire, rhizosphérique et mycorhizienne) est largement contrôlé par la photosynthèse et l'allocation de carbone dans la plante. La respiration microbienne hétérotrophique dépend de la disponibilité en substrat

labile, tel la litière de feuilles et de racines fines, et de sa composition chimique. Enfin, l'oxydation du carbone plus ancien et plus récalcitrant dépend de sa composition chimique, de sa protection physique dans les agrégats du sol et de la disponibilité en carbone labile dans le système (Ryan et Law, 2005).

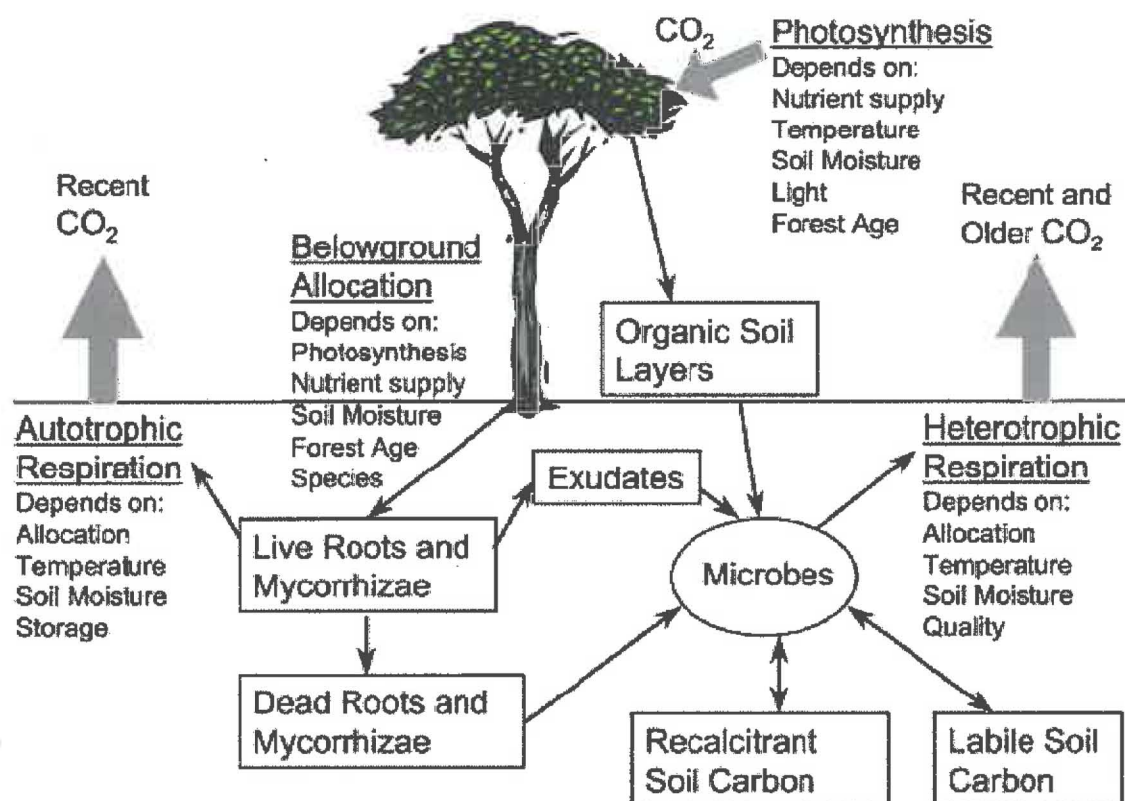


Figure 1.9 : Modèle conceptuel des composants de la respiration du sol. Les composants autotrophiques et hétérotrophiques sont tous deux fortement contrôlés par la disponibilité en substrat – carbohydrate, transporté dans le phloème, pour la respiration racinaire et mycorhizienne, matériel organique mort pour la respiration microbienne (Ryan et Law, 2005)

Malgré la complexité qui lie la respiration du sol et ses déterminants, de nombreuses études ont développé des modèles très simples, souvent uniquement climatiques, pour prédire la respiration du sol à de grandes échelles spatiales. Par exemple, Raich et Schlesinger (1992) ont développé un modèle qui prédit la respiration du sol (RS) en fonction de la production primaire nette annuelle au-dessus du sol (PPN) : $RS = 1,24 (PPN) + 24,5$, où RS et PPN sont exprimés en $g\ C\ m^{-2}\ an^{-1}$. Cette relation a été construite sur la base d'études effectuées dans différents types de climat et de végétation (Tableau I.2). A partir de ces mêmes données, Raich et Schlesinger (1992) ont montré une corrélation positive entre la respiration annuelle des sols et la température et la précipitation moyennes annuelles.

Sous couvert forestier, Raich et Nadelhoffer (1989) et Schlesinger (1977) ont estimé la respiration du sol à 2,5-2,9 fois l'apport de carbone par la chute de litière.

Tableau I.2 : Taux moyens de respiration du sol dans différents type de végétation et pour différents climats, adapté de Raich et Schlesinger (1992)

Type de végétation	Respiration du sol (t C ha ⁻¹ an ⁻¹) (moyenne ± erreur type)	n
Toundra	0,60 ± 0,06	11
Tourbières et bourbiers nordiques	0,94 ± 0,16	12
Forêts et terres boisées boréales	3,22 ± 0,31	16
Prairies tempérées	4,42 ± 0,78	9
Forêts de conifères tempérées	6,81 ± 0,95	23
Forêts de feuillus tempérées	6,47 ± 0,51	29
Terres boisées et landes méditerranéennes	7,13 ± 0,88	13
Terres arables	5,44 ± 0,80	26
Garrigues désertiques	2,24 ± 0,38	3
Prairies et savanes tropicales	6,29 ± 0,53	9
Forêts sèches tropicales	6,73 ± 1,34	4
Forêts humides tropicales	12,60 ± 0,57	10
Marais	4,13 ± 0,76	6

Le taux de respiration du sol peut être évalué, de façon plus précise, en tenant compte de deux paramètres clefs du sol : sa température et sa teneur en eau. L'effet de la température du sol est généralement décrit par une fonction exponentielle tandis que celui de la teneur en eau du sol l'est par une large gamme d'équation, comme on peut le voir dans le Tableau I.3 (Davidson et al., 2000).

L'influence de l'apport de fertilisant sur le taux de respiration du sol n'a jamais été clairement mise en évidence. Même si la fertilisation peut augmenter la décomposition de matière organique et la productivité de la plante, elle peut aussi diminuer l'allocation de carbone aux racines; par conséquent il n'est pas certain que la fertilisation contribue à l'augmentation de la respiration du sol. Cela n'a d'ailleurs jamais été démontré ni in vitro ni au champ (Chen et al., 2002; Šimek et al., 1999; Raich et Schlesinger, 1992).

Tableau I.3 : Fonctions mettant en relation la respiration du sol et sa teneur en eau (adapté de Davidson et al., 2000). Pour les unités et les valeurs des paramètres de validité des équations, prière de se rapporter aux publications originales

Orchard et Cook (1983)	$CO_2 = -0,167 \ln(-\Psi) + 0,95$
Incubations en laboratoire Sols sous pâturages et cultures	Ψ : Potentiel hydrique
Wildung et al. (1975)	$CO_2 = 0,88 \pm 0,013wt$
Flux au champ, sols sous prairie	w : teneur en eau gravimétrique, t : température du sol
Howard et Howard (1993)	$\ln CO_2 = \alpha + \beta_1(T-T^*) + \beta_2(T-T^*)^2 + \gamma_1(M-M^*) + \gamma_2(M-M^*)^2$
Incubations en laboratoire, Différents usages du sol	M : % de la capacité de rétention en eau, M* : moyenne de M, T : température de l'air, T* : moyenne de T; $\alpha, \beta_1, \gamma_1$: cstes
Doran et al. (1991)	$CO_2 = aWFPS + bWFPS^2 + c$
Incubations en laboratoire	WFPS : taux de remplissage en eau des pores et a, b, c : cstes
Raich et Potter (1995)	$CO_2 = F \times \exp(Q_{10} T) \times (P + P/K)$
Analyse de mesures publiées de flux au champ pour différents usages du sol	F : flux de CO_2 à température de l'air nulle et en conditions non limitantes d'humidité Q_{10} : réponse du taux de respiration lors d'une augmentation de la température de l'air de 10°C T, P : température de l'air et précipitation moyennes mensuelles K : coefficient de précipitation à mi-saturation
Hanson et al. (1993)	$CO_2 = R_b q^{(T/10)} (1-C_f/100)$
Flux au champ, sols sous forêt	$R_b = (kW_s R_{max}) / (kW_s + R_{max})$: effet de la teneur en eau W_s : teneur en eau volumétrique et R_{max} : flux maximal à $W_s =$ 100% T : température du sol et C_f : % de la fraction grossière du sol q, k : constantes
Oberbauer et al. (1992)	$CO_2 = c \times \exp(-E/RT_k) \times \exp(S_{wt})$
Flux au champ, sols sous Toundra	E : énergie d'activation apparente R : constante des gaz parfait ; T_k : température du sol $S_{wt} = a \times W_t / (W_t + b)$ où W_t : profondeur de rétention de l'eau a, b, c : cstes
Schlentner et Van Cleve (1985)	$CO_2 = [M/(a_1+M)] \times [a_2/(a_2+M)] \times a_3 \times a_4 [(T-10)/10]$
Flux au champ, sols sous forêt	M : teneur en eau gravimétrique; T : température du sol; a_i : cstes

A.4 Méthodes d'évaluation des émissions de GES par les sols et des processus impliqués

Les émissions de GES par le sol peuvent être évaluées par des mesures « in situ » ou « in vitro » mais aussi par des modèles de simulation.

Deux approches générales sont utilisées pour mesurer les flux de GES « in situ ». La première utilise des enceintes fermées (Figure I.10, A) ou ouvertes placées en surface du sol, à l'intérieur desquelles (enceintes fermées) ou en entrée et sortie desquelles (enceintes ouvertes), des échantillons de gaz sont prélevés, manuellement ou automatiquement, à différents intervalles de temps. Le flux de gaz est calculé à partir du changement en concentration pendant le temps de la mesure et du volume et de l'aire de l'enceinte. Dans le cas d'un prélèvement manuel, les échantillons de gaz sont injectés à l'aide d'une seringue dans des tubes hermétiquement fermés, préalablement mis sous vide, scellés (Figure I.10, B et C) puis transportés jusqu'au laboratoire où ils sont généralement analysés par chromatographie en phase gazeuse (CPG). Le chromatographe requiert un détecteur à capture d'électron (ECD) pour l'analyse de la concentration en N_2O , un détecteur à ionisation de flamme (FID) pour celle du CH_4 ; un FID ou un détecteur à conductivité thermique (TCD) ou catharomètre pour celle du CO_2 . Les échantillons de gaz peuvent également être analysés par un détecteur photo-acoustique à infrarouge, technique moins répandue que le CPG (Van Cleemput et Boeckx, 2006). Un système de mesure « in situ » automatique comprend au minimum des enceintes soit fermées (équipées de couvercles qui se ferment et s'ouvrent automatiquement) soit ouvertes, un système de circulation du gaz (pompe et tubes), une unité d'échantillonnage, une unité analytique (détecteur), un contrôleur de temps et un système d'acquisition des données (Van Cleemput et Boeckx, 2006).

La mesure de GES par la technique des enceintes (ou chambres) est sensible (Germon et al., 1999), simple, relativement peu coûteuse mais ne peut couvrir que de faibles surfaces.



Figure I.10 Enceinte fermée placée au champ (A), injection d'un échantillon de gaz dans un tube (B) et tubes contenant les échantillons de gaz scellés pour transport au laboratoire

La deuxième approche estime les flux grâce à des techniques météorologiques qui mesurent des concentrations, des gradients de concentrations et des phénomènes de transport de l'air à proximité de la surface (Crill et al., 1991). Dans le cas des mesures de CO₂, cette seconde approche ne concerne pas uniquement la respiration du sol mais celle de l'agroécosystème dans sa globalité (voir paragraphe B.2 de ce Chapitre). Les méthodes micrométéorologiques utilisant des tours se divisent en deux catégories générales : Eddy corrélation et techniques de gradient de concentration. Les méthodes micrométéorologiques permettent de fonctionner en continu et d'intégrer des fluctuations moyennes sur des surfaces de l'ordre de l'hectare. La méthodologie mise en œuvre est cependant très lourde et les seuils de détection sont plus élevés que ceux obtenus avec le couplage enceintes-CPG (Germon et al., 1999).

Ces deux principales techniques peuvent utiliser, en complément, des traceurs isotopiques (¹⁵N et ¹³C) qui permettent de calculer les vitesses d'émission des gaz à partir des vitesses d'enrichissements ou d'appauvrissement isotopique des composés gazeux (Matthieu, 2005). Les échantillons de gaz prélevés au champ sont analysés à l'aide d'un spectromètre de masse à secteur isotopique. Cette technique, bien qu'ayant l'avantage d'être à double emploi puisqu'elle permet également de discriminer les processus microbiens en jeu, est délicate, onéreuse et doit être précautionneusement utilisée dans les écosystèmes naturels soumis à une faible fertilisation azotée (Matthieu, 2005).

Au laboratoire, les dispositifs expérimentaux sont constitués de cylindres de sol remaniés ou non (Figure I.11), mis en incubation dans des enceintes (fioles, tubes) hermétiquement fermées. Le sol est placé dans des conditions de température, d'humidité et de substrats bien définis puis l'atmosphère de l'enceinte est régulièrement prélevée pour analyse de sa teneur en gaz, par CPG ou piégeage dans NaOH dans le cas du CO₂ s'il n'y a pas accès à un chromatographe. Les flux de gaz sont calculés à partir du changement en concentration pendant le temps de la mesure, du volume d'air au-dessus du sol et de la quantité de sol sec incubé. La technique de l'acétylène (C₂H₂) est souvent utilisée pour discriminer par exemple le N₂O produit par nitrification de celui produit par dénitrification, le C₂H₂ à une pression partielle d'environ 10 Pa inhibant la nitrification autotrophe (Yoshinari, 1993); ou bien pour quantifier le N₂ produit par dénitrification, le C₂H₂ à une pression partielle d'environ 10 kPa inhibant la réduction du N₂O en N₂ (Yoshinari, 1993). Les traceurs isotopiques discriminent avec plus d'exactitude les processus microbiens que des méthodes comme celle du C₂H₂ et sont de plus en plus utilisés à cette fin mais ne sont pas toujours envisageables notamment dans des pays en voie de développement, par manque de moyens.



Figure I.11 : Cylindres de sol non remaniés placés dans des tubes hermétiquement fermés (A), échantillons de sol remaniés placé dans des flacons hermétiquement fermés, prêts à être échantillonnés (B) et mis en incubation à une température déterminée, dans l'obscurité (C)

La modélisation constitue une autre voie d'évaluation des émissions de GES par le sol. Différentes approches ont été utilisées pour développer des modèles, chacune d'entre elle plus ou moins influencée par des données mesurées « in situ » et « in vitro ». De manière générale, il existe trois types de modèles (Parton et al., 1996) :

- les modèles de **croissance microbienne**.
Ils simulent la dynamique du N et du C en représentant explicitement la dynamique des microbes et des autres organismes responsables des processus impliqués (nitrification, dénitrification, minéralisation, etc.)
ex. : DNDC (DeNitrificationDeComposition) (Li, 2000)
- les modèles « **orientés-process** ».
Ils représentent la dynamique du N et du C en supposant que les différents processus peuvent être représentés comme une fonction de l'humidité du sol, de sa température, de son pH, etc.
ex. : NGAS (Parton et al., 1996), NOE (Hénault et al., 2004), CENTURY (Parton, 1996)
- les modèles **mécanistes** faisant intervenir la **structure du sol**.
Ils représentent des processus physiques du sol tels la diffusion des gaz et des solutés dans les agrégats du sol et font figurer de façon explicite la distribution des agrégats du sol. Certains d'entre eux sont utilisés notamment pour simuler la dénitrification dans le sol (Parton et al., 1996)
ex. : PASTIS (Lafolie, 1991)

De nombreux modèles, de complexité différente ont été développés ces dernières années. Certains d'entre eux se concentrent exclusivement sur un algorithme permettant d'évaluer les flux du sol de N₂O (NGAS, NOE), de CO₂ (Del Grosso et al., 2005) (Tableau I.3) ou de

CH₄ (Del Grosso et al., 2000). Le Tableau V.1 (Heinen, 2006), en annexe, liste une cinquantaine de modèles orientés-process qui permettent de simuler les émissions gazeuses azotées par dénitrification. D'autres modèles, nommés « sol-plante » sont construits sur la base des principes des cycles de l'eau, du C, du N et sur la façon dont les plantes interagissent avec ces cycles et entre eux (DNDC, CENTURY). Pour ces derniers qui doivent prendre en considération les cycles du N et du C en détail (minéralisation, assimilation par les plantes et les microbes, lessivage, transformations microbiennes, interactions entre les cycles du N et du C et pilotes biophysiques de l'écosystème), les émissions de GES ne constituent qu'une faible composante (Froking et al., 1998). Les différents modèles sol-plante existants dans la littérature présentent des différences entre eux : ils ont émergé de projets ayant des objectifs spécifiques et ont effectué des choix différents lorsqu'ils ont été confrontés à un compromis entre le détail et la simplicité, la spécificité du site et la portabilité générale (Froking et al., 1998). Par exemple, aussi bien DNDC qu'ExpertN (Stenger et al., 1999) ont été spécifiquement développés pour examiner la biogéochimie du N dans les agroécosystèmes. Ces deux modèles ont donc consacré beaucoup d'efforts (et de codes informatiques) pour être capables d'incorporer facilement une diversité d'activités agricoles (épandage de fumier, plantation, récolte, semis, labour, irrigation, etc.). CENTURY a été développé pour modéliser la biogéochimie d'un sol sous pâturage mais dispose d'algorithmes pour traiter diverses pratiques agricoles. Enfin, certains modèles simulent les processus à l'échelle de la parcelle (Century, DNDC and ExpertN), tandis que d'autres ont été conçus pour les simuler à une échelle régionale (NASA CASA) (Potter et al., 1994; Potter et al., 1996).

A.5 GES émis par les sols agricoles tropicaux

Il est courant d'entendre que les sols tropicaux émettent plus de N₂O que les sols tempérés pourtant, sur la base de 1008 études, Stehfest et Bouwman (2006) montrent que les émissions de N₂O des sols agricoles en zone tropicale (2,93 kg N ha⁻¹ pendant la période d'étude) et en zone tempérée (2,17 et 2,80 kg N ha⁻¹ respectivement en zones tempérées continentale et océanique) sont similaires. Par contre, leur étude montre que les sols agricoles subtropicaux émettent plus de N₂O (4,27 kg N ha⁻¹) que les trois autres types. Bouwman et Boumans (2002), sur la base de 846 études, concluent que les émissions de N₂O sont beaucoup influencées par l'application de fertilisant azoté, le type de fertilisant azoté, la teneur en C organique, la texture, le pH des sols et le type de culture que par la zone géographique.

Par rapport à d'autres zones tropicales moins étudiées, le Costa Rica a été l'objet de plusieurs études portant sur les émissions de N₂O, sous différents types d'usage du sol.

Quelques unes d'entre elles sont présentées dans le Tableau I.4 (émissions moyennes de N_2O sur une période d'environ un mois après application de fertilisant azoté), le Tableau I.5 (émissions moyennes journalières de N_2O) et le Tableau I.6 (émissions annuelles de N_2O).

Il a clairement été établi (Raich et Schlesinger, 1992) que, pour un même type d'écosystème, les taux de respiration les plus bas appartiennent aux zones climatiques les plus froides et sèches tandis que les plus hauts se mesurent en zones chaudes et humides (Tableau I.1). En effet, en climat tropical, la décomposition de la matière organique et l'émission consécutive de dioxyde de carbone sont rapides (Schimel et Holland, 2005). Mais ces études, aussi bien en zone tempérée qu'en zone tropicale se basent principalement sur des mesures de respiration du sol sous forêt, prairie et pâturage. Peu de mesures de respiration des sols agricoles ont été publiées. Le Tableau I.7 récapitule quelques études de mesures de respiration du sol en Amérique Latine pour différents usages du sol.

Les sols tropicaux sont d'importants puits et sources de méthane atmosphérique. Durant les dernières décennies les échanges de CH_4 ont été intensivement étudiés dans les systèmes de production rizicoles mais relativement peu dans les systèmes de culture non immergée (Mosier et al., 2004). Les émissions de CH_4 en agriculture tropicale proviennent des rizières, des termites, du brûlage de la biomasse et de la fermentation entérique au cours de la digestion du bétail (Mosier et al., 2004). Environ 15% des émissions globales de CH_4 proviennent de la riziculture et 15% de la fermentation entérique (Robertson et Grace, 2004). Les sols agricoles non immergés sont généralement des puits de CH_4 . L'oxydation du CH_4 dans les sols représente environ 10% du puits global de CH_4 (Del Grosso et al., 2000) et les sols tropicaux constituent environ 10-20% du CH_4 atmosphérique consommé annuellement par les sols (Verchot et al., 2000). Le Tableau I.8 récapitule quelques études ayant mesuré les flux de CH_4 en Amérique Latine pour différents usages du sol.

Tableau I.4 : Flux moyens de N₂O sur une période d'environ un mois après application de fertilisant azoté pour différents usages du sol, au Costa Rica. Les doses de fertilisant appliqué sont exprimées soit en kg N ha⁻¹ dans le cas d'une étude ponctuelle, soit en kg N ha⁻¹ an⁻¹ dans le cas d'une étude regroupant l'ensemble des périodes de post fertilisation annuelles

N ₂ O Post Fertilisation (g N ha ⁻¹ j ⁻¹)	Ecart type	Erreur type	Usage du sol	Type de sol	Référence	
3,4		7,9	Caféière en monoculture non fertilisée	Acrisol	Harmand et al. (2007a)	
5,6		4,2	Caféière en monoculture fertilisée (90 kg N ha ⁻¹ , NH ₄ NO ₃)			
7,2		11,9	Caféière ombragée (<i>Eucalyptus deglupta</i>) fertilisée (90 kg N ha ⁻¹ , NH ₄ NO ₃)			
6,1			Caféière en monoculture fertilisée (154 kg N ha ⁻¹ formule complète)	Andosol	Montenegro et Abarca (2001)	
11,0			Caféière en monoculture fertilisée (88 kg N ha ⁻¹ , Nutran)			
17,3			Caféière ombragée (<i>Erythrina poeppigiana</i>) fertilisée + (83 kg N ha ⁻¹ formule complète)	Inceptisol		
45,2			Caféière ombragée (<i>Erythrina poeppigiana</i>) fertilisée (117 kg N ha ⁻¹ , Nutran)		Inceptisol	
8,4			Bananaeraie fertilisée (30 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)			
4,8	2,4	0,2	Cultures annuelles (Maïs, Taro) non fertilisées sur sol argileux	Inceptisol	Weitz et al. (2001)	
2,9	1,7	0,1	Cult. Ann. (Maïs, Taro) non fertilisées sur sol limoneux			
2,6	2,3	0,2	Cult. Ann. (Maïs, Taro) fertilisées (167 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃), sol argileux			
12,1	12,9	1,0	Cult. Ann. (Maïs, Taro) fertilisées (167 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃), sol limoneux			
3,6	2,7	0,2	Cult. pérennes (Papaye, Balsa) non fertilisées sur sol argileux			
2,7	2,8	0,2	Cult. Per. (Papaye, Balsa) non fertilisées sur sol limoneux			
4,6	3,1	0,2	Cult. Per. (Papaye, Balsa) fertilisées (356 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃), sol argileux			
34,2	40,4	2,8	Cult. Per. (Papaye, Balsa) fertilisées (356 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃), sol limoneux			
110,5		46,6	Pâturage fertilisé (75,2 kg N ha ⁻¹ , NH ₄ ⁺ +P+ KCl)	Andosol		Veldkamp et al. (1998)
120,1		47,7	Pâturage fertilisé (75,2 kg N ha ⁻¹ , Urée+KCl)			
130,8		64,1	Pâturage fertilisé (75,2 kg N ha ⁻¹ , NO ₃ ⁻ +KCl)			
151,4		77,1	Pâturage fertilisé (75,2 kg N ha ⁻¹ , urée)			

Tableau I.5 : Flux moyens journaliers de N₂O pour différents usages du sol, au Costa Rica

N ₂ O Moy. journ. (g N ha ⁻¹ j ⁻¹)	Ecart type	Err. type	Usage du sol	Type de sol	Référence
10,1		4,1	Caféière en monoculture fertilisée organiquement (150 kg N ha ⁻¹ , pulpe de café)	Andosol	Hergoualc'h et al. (2007a)
5,1		2,2	Caféière ombragée (<i>Erythrina poeppigiana</i>) fertilisée organiquement (330 kg N ha ⁻¹ , pulpe de café)		
75,4	123,0		Bananaie fertilisée (360 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹) sur Andosol, mesure sous les plants	Andosol	Veldkamp et Keller (1997)
10,4	8,4		Bananaie fertilisée (360 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹) sur Andosol, mesure entre les plants		
22,3	19,3		Bananaie fertilisée (360 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹) sur Inceptisol, mesure sous les plants	Inceptisol	
15,0	11,9		Bananaie fertilisée (360 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹) sur Inceptisol, mesure entre les plants		
3,4	2,1	0,1	Cult. annuelles (Maïs et Taro) non fertilisées, sol argileux	Inceptisol	Weitz et al. (2001)
2,5	1,7	0,1	Cult. annuelles (Maïs et Taro) non fertilisées, sol limoneux		
1,9	1,9	0,1	Cult. annuelles (Maïs et Taro) fertilisées (167 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃), sol argileux		
8,5	10,3	0,6	Cult. annuelles (Maïs et Taro) fertilisées (167 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃), sol limoneux		
2,9	2,2	0,1	Cult. pérennes (Papaye et Balsa) non fertilisées, sol argileux		
3,1	5,6	0,3	Cult. pérennes (Papaye et Balsa) non fertilisées, sol limoneux		
4,5	3,8	0,2	Cult. pérennes (Papaye et Balsa) fertilisées (356 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃), sol argileux		
29,9	36,0	1,9	Cult. Per. (Papaye et Balsa) fertilisées (356 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃), sol limoneux		
3,4	3,2	0,1	Maïs non fertilisé	Inceptisol	Crill et al. (2000)
4,8	2,7	0,1	Maïs non fertilisé		
13,8	17,4	0,8	Maïs fertilisé (122 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃ et urée)		
15,6	21,7	1,0	Maïs fertilisé (122 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃ et urée)		
1,6	1,6	0,1	Papaye non fertilisée		
1,4	1,7	0,1	Papaye non fertilisée		
7,5	5,1	0,2	Papaye fertilisée (133 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃)		
13,9	10,5	0,5	Papaye fertilisée (133 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃)		
2,4	1,2		Pâturage abandonné	Inceptisol	Keller et Reiners (1994)
4,3	3,1		Pâturage actif		
10,3	1,1		Forêt secondaire		
16,1	7,2		Forêt ancienne		

Tableau I.6 : Emissions annuelles de N₂O pour différents usages du sol, en Amérique latine

N ₂ O Annuel (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	Usage du sol	Pays	Type de sol	Référence
3,7	Caféière en monoculture fertilisée organiquement (150 kg N ha ⁻¹ , pulpe de café)	CR*	Andosol	Hergoualc'h et al. (2007a)
1,8	Caféière ombragée (<i>Erythrina poeppigiana</i>) fertilisée organiquement (330 kg N ha ⁻¹ , pulpe de café)			
1,9	Caféière en monoculture fertilisée (180 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃)	CR	Acrisol	Harmand et al. (2007a)
1,9	Caféière ombragée (<i>Eucalyptus deglupta</i>) fertilisée (180 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , NH ₄ NO ₃)	CR		
1,5	Caféière en monoculture fertilisée (242 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ formule complète et Nutran)	CR	Andosol	Montenegro et Abarca (2001)
5,0	Caféière ombragée (<i>Erythrina poeppigiana</i>) fertilisée + (200 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ formule complète et Nutran)	CR	Inceptisol	
2,9	Bananeraie fertilisée (300 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	CR	Inceptisol	
6,1	Bananeraie fertilisée (360 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	CR	Andosol, Inceptisol	Veldkamp et Keller (1997)
0,56	Caféière en système multistrates	Pérou	Typic Paleudult	Palm et al. (2002)
0,06	Pâturage dégradé	Bésil	Oxisol	Verchot et al. (1999)
0,25	Pâturage actif			
0,94	Forêt secondaire			
2,43	Forêt primaire			
6,70	Forêt ancienne	CR	Inceptisol	Keller et Reiners (1994)

*CR : Costa Rica

Tableau I.7 : Flux moyens journaliers et émissions annuelles de CO₂ pour différents usages du sol, en Amérique Latine

CO ₂ Moy. journ. (kg C ha ⁻¹ j ⁻¹)	Err. type	Usage du sol	Pays	Type de sol	Référence
35,9	4,2	Pâturage dégradé	Brésil	Oxisol	Verchot et al. (2000)
48,7	4,5	Pâturage actif			
50,3	3,4	Forêt secondaire			
57,6	4,0	Forêt primaire			
29,9	14,9	Forêt	Brésil	Haplustox	Cattânio et al. (2002)
CO ₂ Annuel (t C ha ⁻¹ an ⁻¹)		Usage du sol	Pays	Type de sol	Référence
0,003		Caféière en monoculture fertilisée (242 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ formule complète et Nutran)	CR	Andosol	Montenegro et Abarca (2001)
0,002		Caféière ombragée (<i>Erythrina poeppigiana</i>) fertilisée + (200 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ formule complète et Nutran)	CR	Inceptisol	
0,004		Bananeraie fertilisée (300 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	CR	Inceptisol	
10		Pâturage dégradé	Brésil	Latosol	Davidson et al. (2000)
15		Pâturage actif			
18		Forêt secondaire			
20		Forêt primaire			

*CR : Costa Rica

Tableau I.8 : Flux moyens journaliers et émissions annuelles de CH₄ pour différents usages du sol, en Amérique Latine

CH ₄ Moy. journ. (g C ha ⁻¹ j ⁻¹)	Ecart type	Usage du sol	Pays	Type de sol	Référence
-5,9		Caféière en système multistrates	Pérou	Typic Paleudult	Palm et al. (2002)
6,8	1,7	Pâturage abandonné	CR	Inceptisol	Keller et Reiners (1994)
1,6	4,2	Pâturage actif			
-9,0	0,8	Forêt secondaire			
-9,5	0,5	Forêt ancienne			
CH ₄ Annuel (kg C ha ⁻¹ an ⁻¹)		Usage du sol	Pays	Type de sol	Référence
-2,1		Caféière en système multistrates	Pérou	Typic Paleudult	Palm et al. (2002)
2,7		Pâturage	Brésil	Ultisol	Stuedler et al. (1996)
-4,7		Forêt			
-4,3		Forêt, La Selva (Keller et al., 1993)	CR	Inceptisol	Verchot et al. (2000)
-4,2		Forêt, Guacimo (Keller et al., 1993)		Inceptisol	
-3,4		Forêt, La Selva (Keller et Reiners, 1994)		Inceptisol	

*CR : Costa Rica

B Le bilan des GES : stockage de carbone et flux de GES hors CO₂ du sol

B.1 Puits de carbone et bilan des GES

Généralement, deux grandes approches de limitation des gaz à effet de serre dans l'atmosphère sont considérées : (1) la réduction des émissions anthropiques, (2) la création ou l'amélioration de puits de carbone dans la biosphère (Albrecht et Kandji, 2003; Locatelli, 2002). Un puits de carbone se définit comme un réservoir de carbone qui, pendant une période de temps donnée, absorbe globalement plus de carbone qu'il n'en rejette (Locatelli, 2002). Les océans et la biosphère continentale peuvent être des puits de carbone (Locatelli, 2002). Concernant les écosystèmes de la biosphère continentale, la prémisse du stockage de carbone est relativement simple et se base sur les processus biologiques/écologiques fondamentaux de la photosynthèse, la respiration et la décomposition (Montagnini et Nair, 2004). Le carbone stocké est essentiellement la différence entre le carbone « acquis » par photosynthèse et le carbone « perdu » ou « libéré » par la respiration de tous les composants de l'écosystème (Montagnini et Nair, 2004).

En vue d'atténuer le changement climatique, un système d'usage de la terre ne peut se contenter d'être un puits uniquement de carbone, il doit constituer globalement un puits de GES. En effet, si le stockage de C pendant la durée de vie du système est compensé par des émissions de N₂O et/ou de CH₄, le bénéfice en matière d'atténuation du changement climatique est nul. Il est donc important de procéder à un inventaire et à un bilan complet des gaz à effet de serre du système. Certains auteurs (Bernoux et al., 2006) définissent le bilan net de tous les GES, exprimé en CO₂-équivalent comme étant la séquestration de carbone du système. Nous nommerons le bilan du stockage de carbone dans l'écosystème et des flux de N₂O et CH₄ du sol, exprimé en CO₂-équivalent, le « bilan des gaz à effet de serre » du système.

B.2 Mesure du stockage de carbone à l'interface sol-plante-atmosphère

Le stockage de carbone peut être évalué par la mesure directe des flux de CO₂ (techniques météorologiques), par la mesure des variations de stocks dans l'ensemble des compartiments du système ou bien encore par la modélisation (voir A.1.4). Les techniques météorologiques permettent de calculer le stockage de CO₂ (NEP : Net Ecosystem Production) par différence entre la GPP (Gross Primary Production), c'est-à-dire les flux de

CO₂ mesurés durant le jour, et la Re (Ecosystem Respiration), c'est-à-dire les flux de CO₂ mesurés durant la nuit (Luyssaert et al., 2007). Ici, nous détaillerons plus particulièrement la méthode de l'évaluation du stockage de carbone par la mesure des variations de stocks puisqu'il s'agit de celle que nous avons utilisée.

Il y a, dans un écosystème terrestre, quatre pools fondamentaux de stockage de carbone : (i) la biomasse végétale vivante au-dessus du sol, (ii) la biomasse végétale vivante dans le sol (racines), (iii) la nécromasse et (iv) le sol (horizons minéral et organique) mais selon l'écosystème étudié, ces pools peuvent être subdivisés (Hamburg, 2000). Pour chacun de ces pools spécifiques de carbone, il existe différentes méthodes d'évaluation des stocks et de l'évolution de ces stocks. Ici, nous présentons les méthodes classiques de mesures de stock de C dans les quatre pools fondamentaux.

B.2.1 Biomasse végétale vivante au-dessus du sol

Fondamentalement toutes les mesures de la biomasse végétale vivante au-dessus du sol, qu'elles soient basées sur des volumes de bois commerciaux ou sur des volumes ou poids de bois, sont dépendantes de la fiabilité de relations allométriques (Hamburg, 2000). Les arbres, comme la plupart des organismes, sont génétiquement programmés pour avoir une forme hautement déterministe. Par conséquent, par la connaissance d'un ou deux attributs clé, beaucoup d'autres attributs peuvent être prédits. Pour les arbres, la hauteur et le diamètre à hauteur de poitrine (1,3 m, DBH en anglais) permettent de prédire le poids ou le volume d'un arbre avec grande précision. Ainsi, à l'échelle de la parcelle il est possible d'estimer la biomasse végétale au-dessus du sol de la plupart des forêts à canopée fermée à 5% près avec des relations allométriques spécifiques à ce type de forêt (Hamburg, 2000). Les relations allométriques peuvent être développées localement par échantillonnage destructif, provenir de la littérature pour un type de système et des espèces comparables à ceux que l'on étudie ou être estimées par analyse fractale du branchage (Hairiah et al., 2001b). Le Tableau I.9 liste des relations allométriques de la littérature permettant d'évaluer la biomasse d'espèces communément rencontrées dans les systèmes agroforestiers caféiers Centraméricains. Une fois la ou les (selon le nombre d'espèces) relations allométriques établies ou choisies, il suffit d'effectuer l'inventaire des DBH (ou des autres paramètres utilisés dans la ou les relations) pour estimer la biomasse des arbres. La conversion du poids de matière sèche ha⁻¹ en poids de carbone ha⁻¹ s'effectue en connaissance de la fraction de C de la matière sèche, acquise soit par une mesure directe soit en utilisant le facteur par défaut de 0,5 préconisé par l'IPCC (2003).

L'estimation de la biomasse de la végétation basse vivante (y compris les arbres dont le diamètre est inférieur à 5 cm) se fait par échantillonnage destructif. Des cadres métalliques

(1m x 1m) sont placés dans la parcelle d'étude, toute la végétation s'y trouvant est coupée, pesée avant et après séchage à 80°C et sa fraction de C est analysée.

Tableau I.9 : Relations allométriques pour certaines espèces communément rencontrées dans les systèmes agroforestiers caféiers d'Amérique Centrale. W : biomasse de l'arbre (kg arbre⁻¹), D : diamètre à hauteur de poitrine (1,3 m du sol) (cm), H : hauteur (m)

Espèce	Gamme de diamètre (cm)	Equation	R ²	Référence
<i>Coffea arabica</i>	1-10	$W = 0,281D^{2,06}$	0,95	Arifin (2001) cité par Hairiah et al. (2001b)
<i>Coffea arabica</i>	0,3-7,5	$W = 10^{(-1,113 + 1,578 \text{Log}_{10} D_{15} + 0,581 \text{Log}_{10} H)}$ D ₁₅ : diamètre à 15 cm du sol (cm)	0,94	Segura et al. (2006)
<i>Coffea arabica</i>		$W = 0,67 + 0,0007\exp(H/0,4)$	0,94	Powell et Delaney (1998)
<i>Eucalyptus deglupta</i>	6-22	$W = \exp[-2,76 + 2,61\text{Ln}(D)]$	0,98	De Miguel Magaña et al. (2004)
<i>Eucalyptus deglupta</i>	11-32	$W = \exp[-2,31 + 2,47\text{Ln}(D)]$	0,99	De Miguel Magaña et al. (2004)
<i>Terminalia ivorensis</i>	9-23	$W = \exp[-2,28 + 2,41\text{Ln}(D)]$	0,94	De Miguel Magaña et al. (2004)
<i>Inga densiflora</i>	8,5-18,5	$W = 0,34D^{1,8}$	0,92	Siles (2007)
<i>Inga punctata</i>	5-44	$W = 10^{(-0,559 + 2,067 \text{Log}_{10} D)}$	0,97	Segura et al. (2006)
<i>Inga tonduzzi</i>	5-44	$W = 10^{(-0,936 + 2,348 \text{Log}_{10} D)}$	0,95	Segura et al. (2006)
<i>Junglans olanchana</i>	5-44	$W = 10^{(-1,417 + 2,755 \text{Log}_{10} D)}$	0,97	Segura et al. (2006)
<i>Cordia alliodora</i>	5-44	$W = 10^{(-0,755 + 2,072 \text{Log}_{10} D)}$	0,95	Segura et al. (2006)

B.2.2 Biomasse végétale vivante dans le sol

Il est très difficile de mesurer avec précision la biomasse racinaire en raison de la plasticité et de la variabilité (spatiales et temporelles) des racines, ce à quoi il faut rajouter la difficulté de l'échantillonnage (Johnson et al., 2006). Toutes les techniques d'échantillonnage de la biomasse racinaire (échantillons de sols non remaniés, monolithes, minirhizotron, etc.) sont gênées par la grande variabilité, la perte de biomasse racinaire fine et le travail laborieux (Johnson et al., 2006). Néanmoins la biomasse végétale vivante dans le sol peut aussi être estimée par des relations allométriques avec une certaine précision, bien que moindre que celle avec laquelle on estime la biomasse végétale vivante au-dessus du sol. La structure des racines est déterminée par le génotype, à l'exception fondamentale du rapport entre la masse racinaire et la masse de la biomasse au-dessus du sol (root/shoot ratio en anglais) qui est phénotypiquement plus plastique (Hamburg, 2000). Les caractéristiques du site et l'âge du peuplement influencent ce ratio (Hamburg, 2000; Johnson et al., 2006). En règle générale le ratio diminue quand l'arbre augmente de taille (Locatelli, 1996) mais, par

exemple, dans le cas d'un caféier régulièrement élagué, le ratio augmente avec l'âge de l'arbre (van Noordwijk et al., 2002). Le ratio peut également être fortement influencé par le climat. Laclau et al. (2003) indiquent un ratio de 30% pour des *Eucalyptus* en climat tropical humide tandis que, pour la même espèce, Harmand et al. (2004) trouvent un ratio de 41% en climat tropical sec. Certaines méthodologies préconisent l'utilisation d'un ratio minimum de 10 à 15% pour l'estimation de la biomasse racinaire d'une forêt ou d'un système agroforestier (MacDicken, 1997). D'autres méthodologies distinguent ce ratio selon le changement d'usage du sol à évaluer : 15% et 10% pour une reforestation en milieu tempéré et tropical, respectivement ; 40% s'il s'agit d'évaluer les pertes en carbone dues à une déforestation (Hamburg, 2000).

B.2.3 Nécromasse

L'échantillonnage des pools de nécromasse implique de stratifier les types de matériaux morts selon leur emplacement physique dans l'écosystème et selon leur vitesse de décomposition. La méthode la plus précise d'estimation de ces pools est la mesure directe, qui peut prendre beaucoup de temps et impliquer un degré élevé d'incertitude (Hamburg, 2000). La litière (nécromasse d'arbres, résidus de plantes non décomposés, feuilles et branches) est collectée dans des cadres de taille, de forme et de nombre intégrant l'hétérogénéité du dépôt de litière à l'échelle de la parcelle. La litière est précautionneusement rincée, séchée, passée au tamis (2mm), pesée et sa fraction de C analysée (Hairiah et al., 2001b). A défaut de rincer la litière, la contamination par le sol peut être évaluée par calcination (650°C) de sous échantillons de litière (Hairiah et al., 2001b).

B.2.4 Sol

Un sol est composé d'une fraction minérale (fragments de roches mère, d'éléments colloïdaux et d'ions minéraux) et d'une fraction organique (débris végétaux ou animaux en décomposition, humus, rhizodépôts et biomasse microbienne). Bien que la matière organique se distribue sur le mètre ou le mètre cinquante supérieur du sol (parfois plus notamment dans les Andosols), elle diminue rapidement avec la profondeur. Le carbone est également présent dans la partie minérale du sol, principalement sous des formes stables comme les carbonates et bicarbonates de calcium (FAO, 2006). La méthode la plus communément appliquée pour mesurer des stocks de C dans le sol consiste à déterminer simultanément le taux de C et la densité apparente du sol pour des profondeurs de sol définies de manière systématique (tous les 10 cm en général) jusqu'à une certaine profondeur (FAO, 2006). Néanmoins lorsque l'on compare deux pratiques où la densité apparente du sol diffère, les stocks sont calculés sur des masses de sol identiques (Blanchart et al., 2006; Ellert et Bettany, 1995; Roscoe et Buurman, 2003). Certaines

méthodologies spécifient une profondeur par défaut de 30 cm (FundaciónSolar, 2000; Hairiah et al., 2001b; IPCC, 2003; MacDicken, 1997) et n'incluent pas le carbone minéral (FundaciónSolar, 2000; IPCC, 2003), d'autres considèrent qu'aussi bien le C minéral que le C organique doivent être pris en compte et que les sols doivent être pris en considération jusqu'à une profondeur d'au moins 1 mètre (Hamburg, 2000).

L'évolution des stocks au sein d'un même système peut être évaluée de façon diachronique (mesure des stocks à au moins deux dates différentes sur une même parcelle) ou synchronique (mesure des stocks à une même date sur au moins deux parcelles partant du même état initial, ayant subi le même itinéraire technique depuis un nombre d'années différent). L'évolution des stocks de C ne peut être considérée comme linéaire que pour certains types de système et/ou pour une période donnée de la vie du système. Dans un écosystème à l'équilibre, le stock de carbone est constant, aussi bien pour la végétation que pour le sol (Locatelli, 1996). En revanche, le stockage de carbone dans la biomasse d'une jeune forêt en croissance augmente de façon linéaire avec le temps (Locatelli, 1996). Les cinétiques de stockage de C dans le sol sont plus rapides durant les premières années qui suivent l'adoption d'une pratique "stockante", même si l'on peut observer initialement une phase de latence au cours de laquelle la respiration du sol n'est pas compensée par l'incorporation de C dans le sol, et la phase de stockage n'excède généralement pas quelques dizaines d'années (INRA, 2002). A pratique constante, les stocks tendent vers un palier correspondant à l'installation d'un nouvel équilibre (où entrées et minéralisation de la matière organique se compensent) (INRA, 2002). D'autre part, les cinétiques de stockage de C dans le sol sont plus lentes que celles de déstockage. Sur 20 ans, par exemple, le stockage lié à la conversion terre arable-forêt est deux fois plus faible que le déstockage induit par la conversion inverse (INRA, 2002).

B.3 Stockage de carbone et flux de GES en agroforesterie

L'agroforesterie est définie comme un système d'usage du sol qui associe maintien délibéré ou introduction d'arbres et agriculture, pâturage et/ou bétail; en vue d'exploiter les interactions écologiques et économiques des différents composants (Albrecht et Kandji, 2003). Il existe donc trois catégories de systèmes agroforestiers : sylvoagriques, sylvopastoraux et agrosylvopastoraux. Les arbres peuvent être associés à des cultures annuelles ou pérennes selon quatre types de structure générale (Albrecht et Kandji, 2003) :

- structure complexe (par exemple café ou cacao ombragé par diverses espèces),
- haies en bordure du système de culture (barrières dites vivantes contre le vent, les animaux, etc.),

- haies intercalées entre les rangs de culture,
- jachère améliorée.

L'agroforesterie a été de tout temps amplement pratiquée afin de ralentir les effets négatifs de l'agriculture telles la dégradation des sols et la désertification (Albrecht et Kandji, 2003). Par l'introduction d'arbres dans des systèmes de production agricole, l'agroforesterie peut potentiellement fournir de l'énergie à partir de la biomasse et donc contribuer à l'atténuation des émissions de CO₂ par substitution d'énergie fossile et protection des forêts existantes (Verchot et al., 2005). Par ailleurs, de nombreuses études ont montré que l'agroforesterie peut notablement accroître les stocks de C (Tableau I.10) des terres vouées à l'agriculture tout en permettant la croissance de cultures alimentaires (Montagnini et Nair, 2004). Il mérite également d'être dit que les coûts financiers de la séquestration de C via l'agroforesterie sont bien moindres (approximativement 1-69\$ Mg⁻¹C, médiane de 13\$ Mg⁻¹C) que via d'autres options de réduction du CO₂ atmosphérique (Verchot et al., 2005).

La quantité de C stocké dépend de la structure et de la fonction du système, qui, elles, sont déterminées par des facteurs environnementaux et socio-économiques (Albrecht et Kandji, 2003). Elle dépend également des espèces arborées utilisées et des pratiques culturales employées (Albrecht et Kandji, 2003). La Figure I.12 compare les stocks de C au-dessus du sol pour différents usages de la terre sous les Tropiques humides. Les systèmes agroforestiers peuvent stocker de 50 à 75 Mg C ha⁻¹ au-dessus du sol c'est-à-dire en moyenne 5 fois plus que les monocultures et pâturages.

Tableau I.10 : Potentiels de stocks de carbone au-dessus du sol des systèmes agroforestiers pour différentes écorégions du monde (Albrecht et Kandji, 2003) adapté par Verchot et al. (2005)

	Eco-region	System	Mg C ha ⁻¹
Africa	humid tropical high	agrosilvicultural	29–53
South America	humid tropical low	agrosilvicultural	39–102 ^a
	dry lowlands		39–195
Southeast Asia	humid tropical	agrosilvicultural	12–228
	dry lowlands		68–81
Australia	humid tropical low	silvopastoral	28–51
North America	humid tropical high	silvopastoral	133–154
	humid tropical low	silvopastoral	104–198
	dry lowlands	silvopastoral	90–175
Northern Asia	humid tropical low	silvopastoral	15–18

^aCarbon storage values were standardised to 50-year rotation.

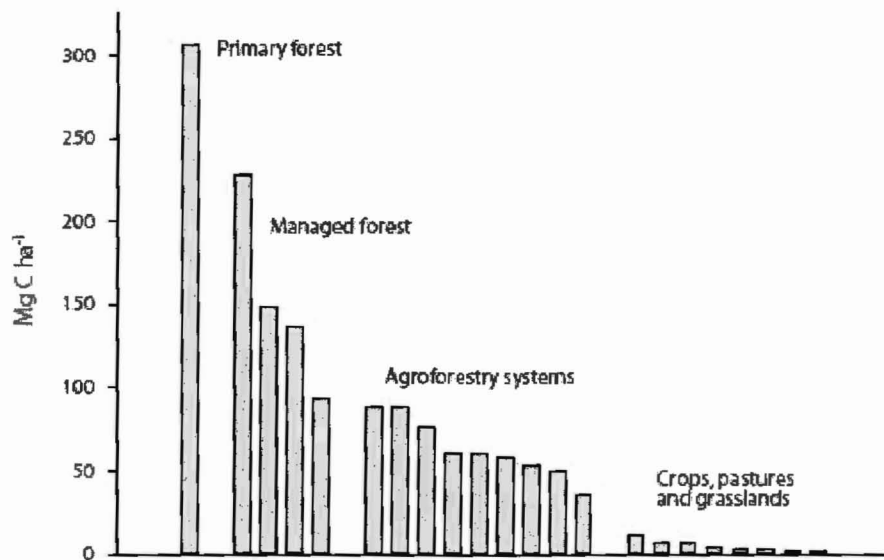


Figure I.12 : Stocks de carbone au-dessus du sol pour différents écosystèmes des Tropiques humides. Les données proviennent des sites de référence du programme ASB (Alternative to Slash and Burn) du CGIAR (Consultative Group for International Agricultural Research) (Verchot et al., 2005)

La conversion des monocultures en systèmes agroforestiers sous les Tropiques humides permettrait un stockage de carbone additionnel de 10 à 70 Mg C ha⁻¹ dans la végétation et de 5 à 15 Mg C ha⁻¹ dans la couche supérieure du sol, sur une période de 25 ans (Mutuo et al., 2005). Néanmoins, la plupart des études sur l'évolution des stocks de C ne prennent pas en compte la biomasse des racines des systèmes agroforestiers, en raison de la difficulté de la mesure (Mutuo et al., 2005). Les données de Hairiah et al. (2001a) et de Palm et al. (2000) indiquent qu'en tenant compte du temps de rotation du système, les systèmes agroforestiers cultivés sur brûlis présentent un potentiel de stockage de C dans la végétation de 3,5 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ (Figure I.13) (Mutuo et al., 2005). Pour leur part, Woomer et al. (2000) montrent que le taux d'accumulation de C (dans la végétation, le sol et la litière) dépend plus du type de système que de son temps de rotation (Figure I.14) et calculent un taux de stockage de C pour une conversion d'une monoculture en système agroforestier similaire au potentiel de stockage de C obtenu par Mutuo et al. (2005). van Noordwijk et al. (2002) estiment que la conversion de toutes les monocultures de café de Sumber-Jaya (Lampung, Indonésie) en systèmes agroforestiers, tout en conservant la forêt restante, pourrait augmenter les stocks moyens de C du sol et de la végétation de 10 Mg C ha⁻¹ en 20 ans, c'est-à-dire de 0,5 Mg C ha⁻¹ an⁻¹.

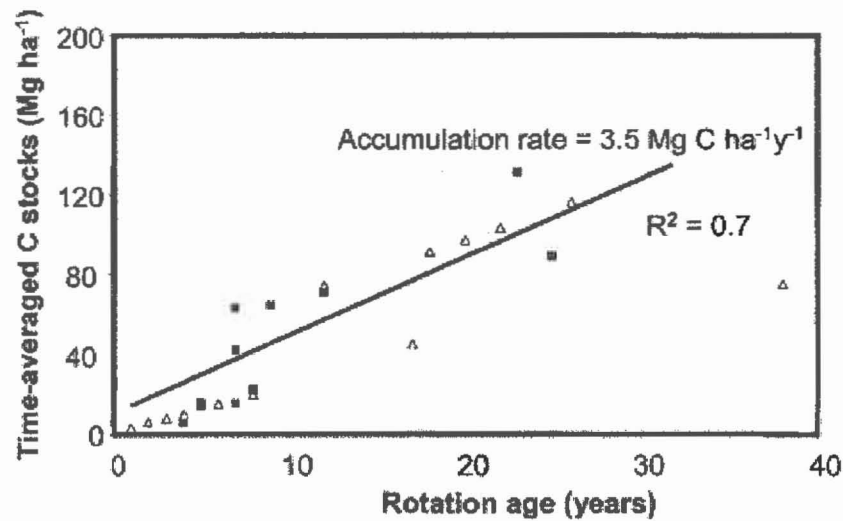


Figure I.13 : Stocks de carbone moyens au-dessus du sol de systèmes agroforestiers (rotations, agroforêts de cacao et de caoutchouc, jachères) en relation avec leur temps de rotation. Cas de cultures sur brûlis au Pérou et en Indonésie d'après Mutuo et al. (2005). Les triangles sont des données de Hairiah et al. (2001a), les carrés de Palm et al. (2000)

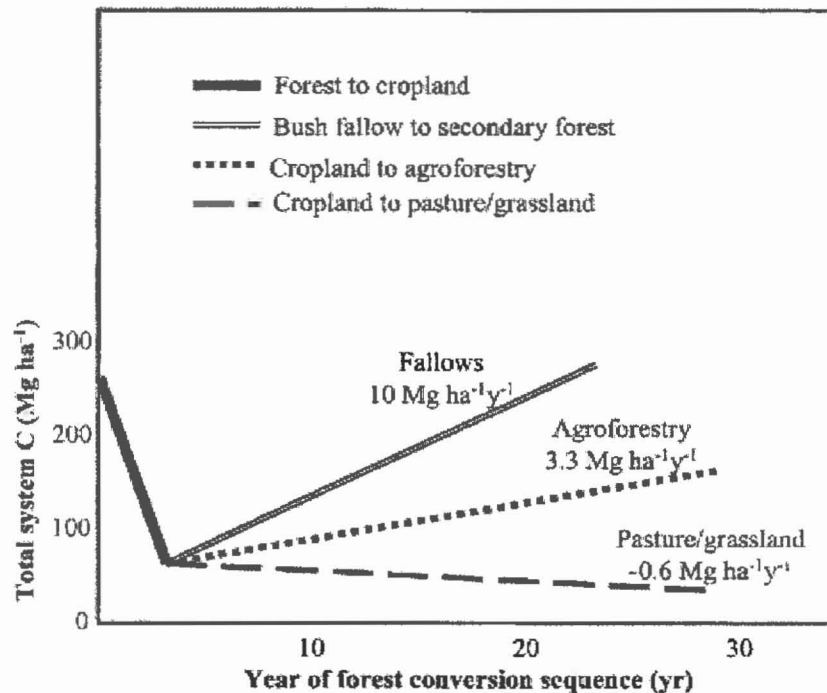


Figure I.14 : Stocks de carbone (au-dessus et dans le sol) dans quelques chronoséquences de cultures sur brûlis (Mutuo et al., 2005) d'après Woomeer et al. (2000)

Si les flux de C dans les systèmes agroforestiers sont bien documentés, peu d'études ont simultanément mesuré les flux de GES autres que le CO₂ afin d'évaluer le bilan des GES (Verchot et al., 2005). Les systèmes agroforestiers qui favorisent l'utilisation de légumineuses comme fertilisant et/ou comme arbre d'ombrage pourraient augmenter les flux de N₂O comparativement à des systèmes non fertilisés. De même, les systèmes agroforestiers qui encouragent l'introduction et le développement de bétail pourraient

contribuer à l'augmentation des émissions de CH₄ (Verchot et al., 2005). Par ailleurs, plusieurs études montrent que les sols des systèmes sylvoagriques consomment du CH₄ en quantité moindre que des sols forestiers mais en plus large quantité que des sols sous monoculture ou sous pâturage (Mutuo et al., 2005). La diminution de la consommation de CH₄ dans les sols sous système agroforestier et sous monoculture comparativement à des sols forestiers est probablement associée à la diminution des taux de diffusion due à l'augmentation de la densité apparente (Mutuo et al., 2005).

Même si des efforts doivent être réalisés pour minimiser l'émission de N₂O et CH₄, ce qui compte finalement en terme d'atténuation du changement climatique est de savoir comment ces émissions se comparent au stockage de C dans les systèmes agroforestiers (Verchot et al., 2005). Malgré la probabilité d'augmentation des émissions de N₂O et CH₄ pour certains cas, la plupart des systèmes agroforestiers sont vraisemblablement des puits net de GES du fait de la quantité importante de C qu'ils stockent dans la biomasse vivante, dans le sol et dans les produits en bois durables (Verchot et al., 2005).

B.4 Contribution des Andosols au stockage de carbone et aux flux de GES

B.4.1 Formation, description et propriétés des Andosols

Étymologiquement, le nom Andosols provient de An (sombre) et do (sols), en japonais (Takahashi et Shoji, 2002). Andosols est le nom désigné par la classification de la WRB (World Reference Base for soil resources), tandis que la taxinomie du sol américaine se réfère aux Andisols. Les Andosols, formés à partir de cendres volcaniques, sont situés exclusivement à proximité de sources volcaniques. Les principales régions du monde où l'on trouve des Andosols sont (Takahashi et Shoji, 2002) :

- En Europe : Italie (Sicile, Sardaigne), France (Massif Central).
- En Afrique et dans l'Océan Indien : Kenya, Rwanda, Tanzanie, Ethiopie, Cameroun, Uganda, Soudan, Zaïre, Madagascar, La Réunion, Iles Canaries.
- En Amérique : Alaska, aux Antilles, Etat de Washington, Oregon, Californie, Mexique, Guatemala, Honduras, Le Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama, Caraïbes, Equateur, Colombie, Pérou, Bolivie, Chili, Argentine.
- En Asie et dans le Pacifique : Hawaï, Iles Aléoutiennes, Kamchatka, Japon, Corée, Micronésie, Philippines, Indonésie, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Iles Salomon, Vanuatu, Fidji, Samoa, Tonga, Nouvelle Zélande.

Approximativement 60% des Andosols son situés en zone tropicale. Même s'ils ne représentent que 0,84% des terres mondiales, les Andosols constituent une ressource

cruciale étant données les densités de population disproportionnellement élevées qui y vivent (Takahashi et Shoji, 2002), du fait de leur forte productivité (Shoji et Takahashi, 2002).

La formation de matériaux amorphes (composés Al et Fe actifs) et l'accumulation de matière organique sont les processus dominants de la pédogenèse des sols formés à partir de matériaux volcaniques (Ugolini et Dahlgren, 2002). La combinaison de ces processus se définit comme l'andosolisation. Contrairement à la podzolisation, il n'y a pas de translocation de l'Al, du Fe et de la matière organique dissoute, dans les Andosols. La formation de matériaux amorphes est directement liée aux propriétés des éjectas volcaniques qui constituent le matériau parental. Les taux d'altération sont favorisés par la nature vitreuse des particules et la porosité et perméabilité élevées des éjectas volcaniques. L'altération rapide libère des éléments, tels le Si, l'Al et le Fe, plus vite qu'ils ne peuvent se former les minéraux cristallins, aboutissant à une sursaturation des solutions du sol en matériaux amorphes comme l'allophane, l'imogolite, la silice opale et la ferrihydrite. Les Andosols sont fréquemment divisés en deux groupes selon leur composition minéralogique : les Andosols allophaniques dominés par l'allophane et l'imogolite, et les Andosols non allophaniques dominés par des complexes Al-humiques et des strates de silicates 2:1 (Ugolini et Dahlgren, 2002).

Les matériaux amorphes et l'humus contribuent aux propriétés chimiques et physiques uniques des Andosols, telles les charges variables, la capacité de rétention en eau élevée, la rétention en phosphate élevée, la faible densité apparente, la friabilité élevée et la formation d'agrégats stables. Ils influencent aussi la productivité des Andosols à travers leur rôle positif dans la rétention et la fourniture d'éléments nutritifs, la rétention d'eau disponible pour la plante, le développement de zones favorables aux racines, de même que par leurs caractères potentiellement négatifs tels que la fixation du P, leurs concentrations faibles en bases échangeables, leur forte acidité et leur toxicité aluminique qui se développe avec l'intensité de l'altération (Ugolini et Dahlgren, 2002).

Du fait de leur assemblage colloïdal unique, les Andosols peuvent souvent limiter les effets nuisibles des pollutions anthropogéniques. La déposition acide est efficacement neutralisée par des réactions chimiques rapides d'altération, par un tamponnage du pH par des matériaux des charges variables et par la sorption de SO_4^{2-} . Similairement, les matériaux amorphes conjointement à des concentrations élevées en matière organique ont une forte capacité de rétention des métaux lourds, d'éléments traces (cations et anions) et de composés organiques d'origine naturelle ou anthropogénique. Ces propriétés des Andosols

atténuent beaucoup de polluants, en empêchant leur diffusion dans les eaux de surface et souterraines (Ugolini et Dahlgren, 2002).

B.4.2 Les stocks de C dans les Andosols

Des sols issus de la même classification et ayant le même usage présentent des taux de carbone organique similaires qu'ils se situent en zone tempérée ou bien en zone tropicale (Feller et al., 2001). Les différents taux de carbone organique des sols sont probablement plus liés aux différences de leurs propriétés permanentes, telles leur minéralogie et leur texture, qu'aux gradients latitudinaux (Feller et al., 2001). Pour une texture donnée, les sols allophaniques présentent des teneurs en carbone organique supérieures à celles de sols à faible activité argileuse (sols à kaolinite/halloysite comme par exemple les Inceptisols, Ultisols et Oxisols) et à celles de sols à haute activité argileuse (sols à smectite comme par exemple les Vertisols) (Figure I.15) (Feller et al., 2001). Le taux élevé de matière organique est une des propriétés caractéristiques des Andosols (Tableau I.11) (Batjes, 1996; FAO, 2006), visible à la couleur sombre de leur surface. La matière organique est protégée contre la biodégradation par la toxicité de l'Al envers les microorganismes, par la sorption d'enzymes de dégradation et de substrats de matière organique, par une protection physique au sein de microagrégats abondants, et/ou par la déficience en phosphore des microorganismes causée par la rétention élevée en P (Ugolini et Dahlgren, 2002).

Feller et al. (2001) utilisent l'humidité gravimétrique du sol à sa capacité au champ (pF 2,5) pour évaluer la teneur en carbone organique d'Andosols aux Antilles :

$$\text{SOC}_{\text{ALL}} (\text{g C kg}^{-1} \text{ sol}) = 0,54 m_{\text{g CC}} (\text{g H}_2\text{O } 100 \text{ g}^{-1} \text{ sol}) + 15,4$$

Où SOC_{ALL} est la teneur en carbone organique de l'Andosol (0-20 cm) et $m_{\text{g CC}}$ son humidité gravimétrique à la capacité au champ.

Armas et al. (2007) évaluent la teneur en carbone total d'Andosols et d'Aridisols sous des systèmes à l'équilibre, aux Canaries, à l'aide de paramètres biologiques :

$$\text{Total C} = -2,924 + 0,037 \text{ HWSC} \int (-0,096 \text{ Cell} + 0,081 \text{ Dehy} + 0,009 \text{ Respi})$$

Où Total C est le carbone organique (kg C m^{-2}), HWSC le carbone soluble dans l'eau à 80°C (g C m^{-1}), Cell le carboxyméthylcellulase ($\text{mmol glucose m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), Dehy l'activité Dehydrogenase ($\text{mmol INTF m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, INTF = iodonitrotétrazolium formazan) et Respi la respiration du sol mesurée avec la méthode au bicarbonate ($\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Les paramètres sont mesurés sur les 15 premiers cm du sol.

Feller et al. (2001) évaluent le potentiel de stockage de carbone organique d'un type de sol donné, par la différence de teneur en carbone organique entre un sol sous couvert

permanent et un sol sous culture permanente. En effet, les sols sous couvert permanent correspondent généralement aux taux les plus élevés de matière organique, les sols sous culture permanente aux plus faibles (Feller et al., 2001). Leurs travaux, effectués sur les trois types de sols mentionnés sur la Figure I.15, montrent que le plus grand stock de carbone des Andosols par rapport aux autres types de sol n'implique pas un potentiel de stockage supérieur (Feller et al., 2001). Inversement, si l'on cherche à évaluer la capacité de déstockage de carbone, Osher et al. (2003) jugent que les Andosols ont la capacité de conserver le carbone stocké malgré des changements d'usage du sol, en raison de leur haute capacité de rétention du carbone.

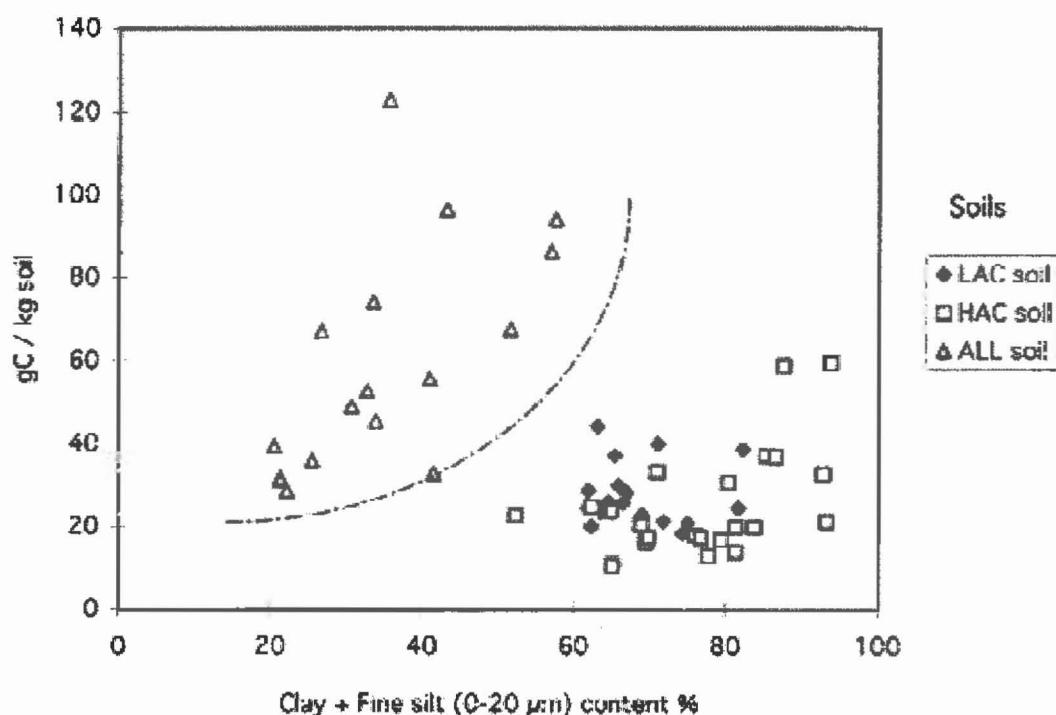


Figure I.15 : Teneur en carbone (g C kg^{-1} sol) de sols (0-20 cm) selon leur minéralogie et leur texture : teneur en argile + limons fins (0-20 μm) (%). LAC = low activity clay soils (sols à kaolinite), HAC = high activity clay soils (sols à smectite), ALL = sols allophaniques. La courbe délimite le domaine des sols allophaniques (Feller et al., 2001)

Tableau I.11 : Teneur moyenne en carbone organique pour quelques types de sols (Classification FAO-UNESCO et WRB). FAO (2006) d'après Batjes (1996)

Unité de sols		Teneur moyenne en C: kg/m ²		
FAO-UNESCO	WRB	0 – 30 cm	0 – 100 cm	0 – 200 cm
Podzols	Podzols	13,6	24,2	59,1
Rendzinas	Leptosols	13,3	-	-
Lithosols		3,6	-	-
Chernozems	Chernozems	6,0	12,5	19,6
Nitosols	Nitosols	4,1	8,4	11,3
Xerosols	Calcisols/Cambisols	2,0	4,8	8,7
Yermosols	Calcisols/Gypsisols	1,3	3,0	6,6
Ferralsols	Ferralsols	5,7	10,7	16,9
Vertisols	Vertisols	4,5	11,1	19,1
Andosols	Andosols	11,4	25,4	31,0

L'intervalle de variation est toujours élevé (40 à 100)

B.4.3 Emissions de GES par les Andosols

L'activité microbienne n'est pas très intense dans les Andosols du fait de la déficience en P des microorganismes causée par la rétention élevée en P, de l'acidité du pH et de la stabilité élevée de la matière organique (Nanzyo, 2002) mais ceci n'est plus forcément vrai dès lors que les sols sont cultivés, fertilisés au phosphate ou à l'azote ou chaulés (Osher et al., 2003).

Ishizuka et al. (2005) mesurent les flux de N₂O, CH₄ et CO₂ « in situ » et les taux de nitrification « in vitro » d'Andosols et d'Ultisols sous différents types de systèmes (forêt, plantation de cannelle, caoutchouc et palmier à huile, pâturage ombragé par des Ylang ylang), en Indonésie. Leurs résultats montrent un taux nitrification des Andosols (1,19 mg N kg⁻¹ j⁻¹) supérieur à celui des Ultisols (0,6 mg N kg⁻¹ j⁻¹). En compilant leurs résultats à ceux d'autres chercheurs (Figure I.16), ils obtiennent les relations suivantes, entre le taux de nitrification et les flux de N₂O :

$$\text{Andosols : N}_2\text{O (}\mu\text{g N m}^{-2}\text{ h}^{-1}\text{)} = 1,377 \text{ Nit (mg N kg}^{-1}\text{ j}^{-1}\text{)} + 1,941$$

$$\text{Autres sols : N}_2\text{O (}\mu\text{g N m}^{-2}\text{ h}^{-1}\text{)} = 9,256 \text{ Nit (mg N kg}^{-1}\text{ j}^{-1}\text{)} + 0,4993$$

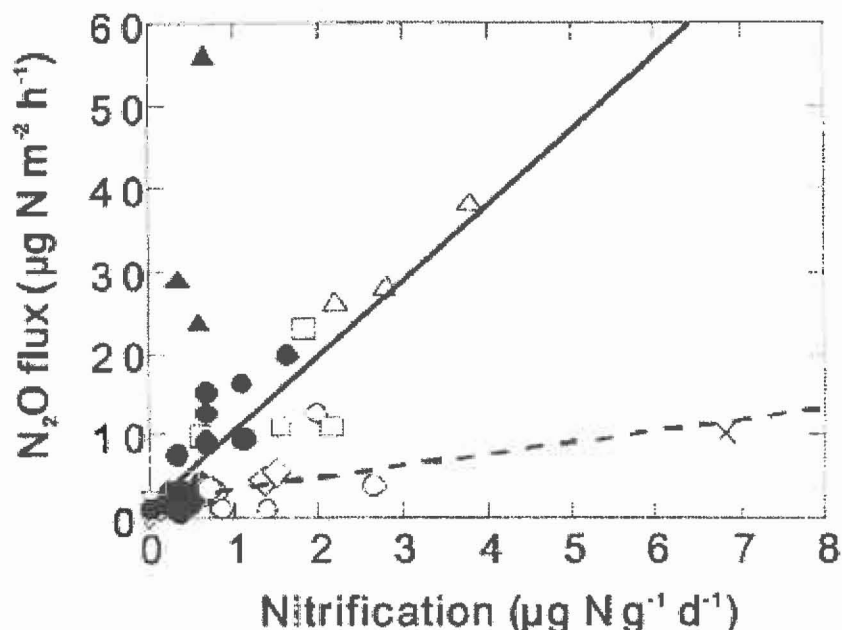


Figure I.16 : Relation entre les taux de nitrification et les flux de N_2O dans le monde. La droite en ligne continue indique la régression avec les données de Ishizuka et al. (2005); Ishizuka et al. (2000); Keller et al. (1988); Livingston et al. (1988) et Matson et Vitousek (1987) pour divers types de sol à l'exception des Andosols (croix pour des Andosols Japonais, rond blanc pour des Andosols Indonésiens) et Ultisols Uduits sous forêt tropicale d'Indonésie (triangle noir). La droite en pointillé indique la régression comprenant les Andosols y compris les Andosols Japonais. D'après Ishizuka et al. (2005)

Ces relations montrent un coefficient entre le taux de nitrification et les flux de N_2O sept fois inférieur pour les Andosols par rapport aux autres types de sol. Les auteurs jugent que les plus faibles émissions de N_2O des Andosols ne peuvent être uniquement justifiées par leur plus faible température étant donné leur localisation en altitude dans le cas des Andosols Indonésiens ou en zone tempérée dans le cas des Andosols Japonais. L'hypothèse de pertes gazeuses sous forme de NO , au cours de la nitrification n'est pas non plus validée par les auteurs, étant données les valeurs hautes de leurs WFPS entre 61,5 et 77,5% (voir Figure I.8).

Par ailleurs, Ishizuka et al. (2005) mesurent une respiration des Andosols ($4 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) supérieure, mais non de façon significative, à celles des Ultisols ($3,52 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$). Étant donnée la plus faible température des Andosols Indonésiens étudiés, il est probable qu'à plus faible altitude la différence entre les deux types de sol soit statistiquement vérifiée. Concernant les flux de CH_4 , Ishizuka et al. (2005) n'observent aucune différence entre les deux types de sol.

À titre informatif, nous présentons quelques valeurs de flux de N_2O mesurés sur des Andosols, sur une période d'environ un mois après application de fertilisant azoté (Tableau I.12) ou sur une période d'étude longue (Tableau I.13).

Tableau I.12 : Flux moyens de N_2O d'Andosols sur une période d'environ un mois après application de fertilisant azoté pour différents usages du sol

Post Fertilisation (g N ha ⁻¹ j ⁻¹)	Erreur type	Usage du sol	Climat	Référence
6,1		Caféière en monoculture fertilisée (154 kg N ha ⁻¹ formule complète)	Tropical	Montenegro et Abarca (2001)
11,0		Caféière en monoculture fertilisée (88 kg N ha ⁻¹ , Nutran)		
110,5	46,6	Pâturage fertilisé (75,2 kg N ha ⁻¹ , NH ₄ ⁺ +P+ KCl)	Tropical	Veldkamp et al. (1998)
120,1	47,7	Pâturage fertilisé (75,2 kg N ha ⁻¹ , Urée+KCl)		
130,8	64,1	Pâturage fertilisé (75,2 kg N ha ⁻¹ , NO ₃ ⁻ +KCl)		
151,4	77,1	Pâturage fertilisé (75,2 kg N ha ⁻¹ , urée)		
13,1		Canne à sucre fertilisée (95 kg N ha ⁻¹ , urée)	Tropical	Matson et al. (1996)
58,9		Canne à sucre fertilisée (124 kg N ha ⁻¹ , urée)		
20,7		Canne à sucre fertilisée (94 kg N ha ⁻¹ , urée)		
8,0		Carottes fertilisées (300 kg N ha ⁻¹ , fertilisant à libération contrôlée)	Tempéré	Inubushi et Sakamoto (2002)
6,0		Carottes fertilisées (150 kg N ha ⁻¹ , fertilisant à libération contrôlée)		
5,0		Carottes fertilisées (300 kg N ha ⁻¹ , fumier bovin)		
3,5		Carottes (300 kg N ha ⁻¹ , (NH ₄) ₂ SO ₄)		
3,3		Carottes (150 kg N ha ⁻¹ , fumier bovin)		
2,4		Carottes (150 kg N ha ⁻¹ , (NH ₄) ₂ SO ₄)		
1,2		Carottes non fertilisées		
0,2	0,1	Carottes fertilisées (200 kg N ha ⁻¹ , fertilisant à libération contrôlée)	Tempéré	Akiyama et al. (2000)
1,4	0,1	Carottes fertilisées (200 kg N ha ⁻¹ , (NH ₄) ₂ SO ₄ et urée, avec inhibiteur de nitrification)		
1,8	0,2	Carottes fertilisées (200 kg N ha ⁻¹ , (NH ₄) ₂ SO ₄ et urée, sans inhibiteur de nitrification)		
1,5		Choux chinois non fertilisés	Tempéré	Cheng et al. (2002)
7,0		Choux chinois fertilisés (traitement en plein, 250 kg N ha ⁻¹ urée)		
10,7		Choux chinois fertilisés (en bandes, 250 kg N ha ⁻¹ urée)		
8,2		Choux chinois fertilisés (en bandes, 200 kg N ha ⁻¹ urée)		
6,4		Choux chinois fertilisés (en bandes, 250 kg N ha ⁻¹ , fertilisant à libération contrôlée)		
5,6		Choux chinois fertilisés (en bandes, 200 kg N ha ⁻¹ , fertilisant à libération contrôlée)		

Tableau I.13 : Flux moyens de N_2O d'Andosols pour différents usages du sol

N_2O (g N ha ⁻¹ j ⁻¹)	Ecart type	Err. type	Usage du sol	Climat	Référence
10,1		4,1	Caféière en monoculture fertilisée organiquement (150 kg N ha ⁻¹ , pulpe de café)	Tropical	Hergoualc'h et al. (2007a)
5,1		2,2	Caféière ombragée (<i>Erythrina poeppigiana</i>) fertilisée organiquement (330 kg N ha ⁻¹ , pulpe de café)		
15,9			Caféière en monoculture non fertilisée de 1 an	Tropical	Verchot et al. (2006)
13,3			Caféière en monoculture non fertilisée de 3 ans		
5,0			Caféière ombragée fertilisée (50 kg ha ⁻¹ urée et triple super phosphate) de 3 ans		
4,6			Caféière en monoculture non fertilisée de 7 ans		
2,9			Caféière en monoculture non fertilisée de 10 ans		
8,7			Caféière ombragée avec pièges à litière (Rorak) non fertilisée de 10 ans		
28,7			Caféière en système multistrates non fertilisée de 18 ans		
75,4	123,0		Bananeraie fertilisée (360 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹), mesure sous les plants	Tropical	Veldkamp et Keller (1997)
10,4	8,4		Bananeraie fertilisée (360 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹), mesure entre les plants		
6,4		3,5	Pâturage traditionnel	Tropical	Veldkamp et al. (1998)
11,7		4,9	Pâturage herbe-légumineuse		
62,0		12,7	Pâturage fertilisé (300 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)		
0,8	0,4	0,1	Forêt	Tropical	Ishizuka et al. (2005)
0,9	0,9	0,3	Forêt		
0,3	0,2	0,1	Plantation de cannelle		
0,8	0,8	0,3	Plantation de cannelle		
3,1	5,6	2,1	Plantation de cannelle		
0,3	0,4	0,1	Plantation de caoutchouc		
0,0	0,4	0,2	Pâturage ombragé par des Ylang ylang		
2,3		0,2	Orge fertilisée (90 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , fertilisant à libération contrôlée)	Tempéré	Chu et al. (2007)
2,2		0,4	Orge fertilisée (90 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , urée appliquée en profondeur)		
1,6		0,1	Orge fertilisée (90 kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ , urée appliquée en surface)		
0,3		0,4	Orge non fertilisé		

B.5 Initiatives incluant l'agroforesterie pour atténuer le changement climatique

Nombreuses sont les initiatives de création de puits de carbone dans les écosystèmes terrestres qui ont vu le jour ces dernières années. Nous commenterons deux d'entre elles : l'une spécifique au Costa Rica, l'autre à l'échelle internationale.

B.5.1 Initiative nationale du Costa Rica : le PSA (Pago por Servicios Ambientales)

En 1986, le Costa Rica est un des pays les plus déforestés d'Amérique Centrale, avec une couverture forestière subsistante de seulement 29%, environ deux fois inférieure à celle de 1950 (Chomitz et al., 1999; Zbinden et Lee, 2005). Dans les années 1990 le taux de déforestation diminue considérablement, cependant plus de la moitié de la déforestation persistante concerne les forêts primaires (Zbinden et Lee, 2005). Les conséquences préjudiciables de cette excessive déforestation amènent le pays à devenir un des pionniers dans l'innovation de politiques en matière de lutte contre la déforestation (Zbinden et Lee, 2005). En 1996, le Costa Rica adopte une nouvelle loi forestière qui reconnaît explicitement quatre services environnementaux rendus par les forêts : le stockage de carbone, les services hydrologiques, la protection de la biodiversité et la beauté scénique (Chomitz et al., 1999). En 1997 est mis en place le projet national de paiement pour services environnementaux (PSA : Pago por Servicios Ambientales) financé par une taxe sur l'essence et par la vente de services environnementaux à des acheteurs nationaux et internationaux (Chomitz et al., 1999). Les propriétaires terriens peuvent volontairement solliciter le PSA et recevoir un paiement proportionnel à la surface qu'ils consacrent à la conservation de la forêt ou au reboisement (Locatelli et al., 2007). Initialement destiné aux forêts, le PSA donne droit à l'agroforesterie à partir de 2003 (Locatelli et al., 2007) (<http://conaf.sirefor.go.cr/actividades.html>). Entre 1997 et 2005, 89% des surfaces sous PSA se consacrent à la conservation des forêts. La reforestation atteint 27 000 ha pendant cette période, ce qui représente un taux de reforestation de 3000 ha an⁻¹ (Locatelli et al., 2007). Le PSA contribue à la plantation d'environ 1,4 millions d'arbres dans des systèmes agricoles entre 2003 et 2006 (http://www.fonafifo.com/text_files/servicios_ambientales/distrib_ha_Contratadas.pdf).

B.5.2 Initiative internationale : le Protocole de Kyoto

En 1997, au cours de la troisième session de la conférence des Parties (CoP3), est défini le Protocole de Kyoto qui fixe des objectifs chiffrés, juridiquement contraignants, de réduction des émissions de GES aux pays de l'annexe I (pays industrialisés) : 5,2% de réduction au moins à atteindre sur la première période d'engagement (2008-2012) par rapport au niveau de 1990. Les pays de l'annexe I, au nombre de 38, représentaient 70% des émissions mondiales de GES en 1990. La condition arrêtée pour l'entrée en vigueur du Protocole est sa ratification par 55 pays au minimum, totalisant au moins 55% des émissions de GES des pays de l'annexe I en 1990. Le 16 février 2005, le protocole de Kyoto entre en vigueur.

Le Protocole vise les 6 principaux GES (dioxyde de carbone (CO₂), méthane (CH₄), oxyde nitreux (N₂O), hydrofluorocarbones (HFC), hydrocarbures perfluorés (PFC) et hexafluorure de soufre (SF₆)) (Yamin et Depledge, 2004) et innove en ouvrant un crédit aux pays de l'annexe I qui réduisent les émissions dans d'autres pays par l'établissement de trois mécanismes de flexibilité (Figure I.17):

- un système d'échange de droits d'émission,
- la Mise en Oeuvre Conjointe (MOC),
- le Mécanisme pour un Développement Propre (MDP).

La MOC et le MDP permettent à des pays industrialisés de financer des projets de réduction d'émissions ou de stockage de carbone afin d'atteindre leurs engagements. Ces projets se situent soit dans d'autres pays industrialisés (pour la MOC), soit dans des pays en développement (pour le MDP) (Locatelli, 2001). Il peut s'agir de projets énergétiques ou bien d'usage ou de changement d'usage de la terre et des forêts (LULUCF : Land Use, Land-Use Change and Forestry). Les types de projets LULUCF, ou puits de carbone, éligibles pour le MDP pour la période 2008-2012 sont des projets de boisement et de reboisement (Locatelli, 2001; Pearson et al., 2006). L'éligibilité de certaines activités de boisement ou reboisement, telle l'agroforesterie, dépend de la définition qui est donnée à la forêt. Ce sont les pays amphitryons (non Annexe I) qui choisissent leur propre définition de la forêt, selon le type d'écosystèmes présents dans le pays et en vue d'optimiser les objectifs nationaux de développement (Pearson et al., 2006). Cette définition repose sur trois critères : minimum de couverture de la canopée (entre 10 et 30%), minimum de la superficie de la terre (entre 0,05 et 1 ha) et minimum de la hauteur des arbres (entre 2 et 5m) (Pearson et al., 2006). Au Costa Rica, l'établissement d'un système agroforestier sur une terre nue ou sur une monoculture constitue une activité de boisement ou reboisement éligible pour le MDP si le système agroforestier atteint une couverture de la canopée de 30%, sur une superficie de 1ha et que les arbres atteignent une hauteur de 5m

(<http://cdm.unfccc.int/DNA/ARDNA.html?CID=53>). Pour l'instant aucun projet MDP n'a été validé en Amérique Centrale mais le projet Colombien PROCUENCA-FAO (<http://cdm.unfccc.int/Projects/Validation/DB/4XU3GS9F63DTVWF6BPNRTKQ6ZI0536/view.html>), en processus de validation, comprend parmi ses activités de boisement ou reboisement, la mise en place de systèmes agroforestiers caféiers sur des terres initialement dédiées à la monoculture du café.

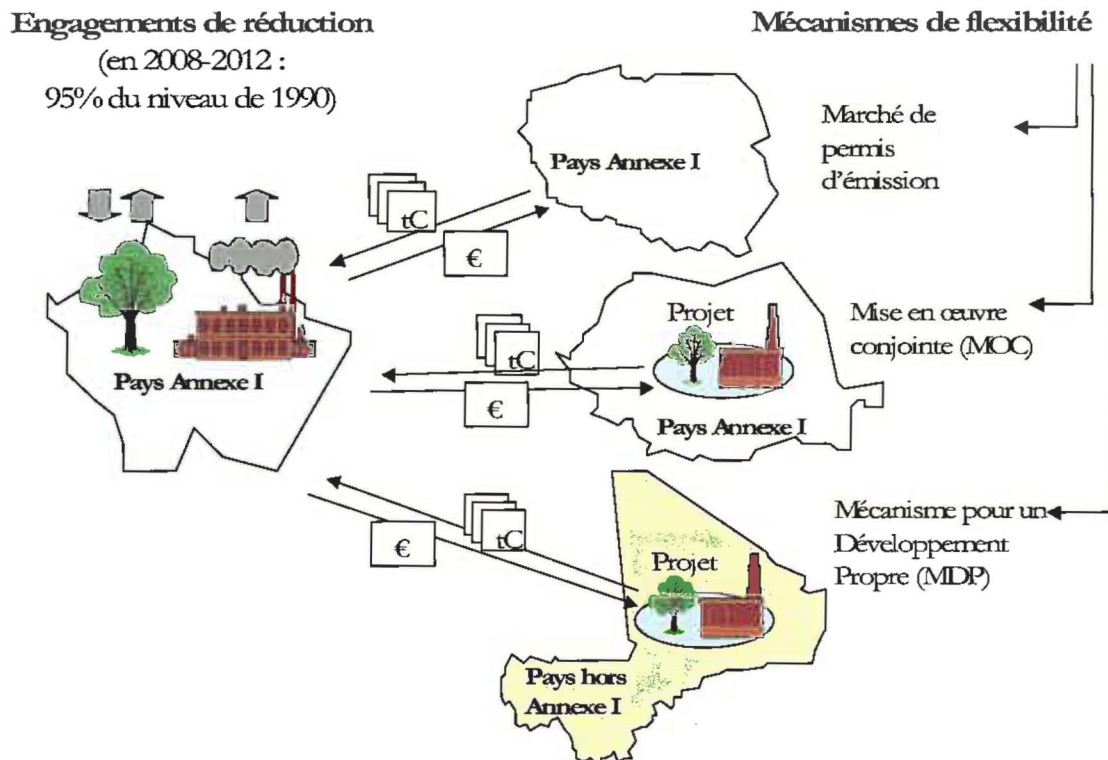


Figure I.17 : Représentation simplifiée du Protocole de Kyoto d'après Gardette et Locatelli (2007)

C Caféculture en Amérique Centrale et contexte de l'étude

C.1 Historique et pratiques de la caféculture en Amérique Centrale

Le caféier (*coffea arabica*) provient des forêts tropicales Ethiopiennes (latitude 6-9°C Nord, altitude de 1600-2800 m) où la température annuelle moyenne est de 20°C, les précipitations annuelles (1500-2500 mm) sont bien distribuées et la saison sèche dure 2-3 mois (van Kanten et Vaast, 2006). Les conditions agroécologiques optimales de production du café sont une altitude supérieure à 1000 m, des sols profonds généralement d'origine volcanique, des précipitations supérieures à 2 000 mm an⁻¹ et une protection relative contre le vent (Vaast et Harmand, 2002). Néanmoins, ces conditions contrastent avec celles de nombreuses zones caféières centraméricaines où le rôle des arbres d'ombrage apparaît primordial dans la régulation du microclimat et l'amélioration des sols.

Traditionnellement, le caféier était cultivé en Amérique Centrale sous ombrage. L'apparition de la rouille orangée à *Hemileia vastatrix*, dans les années 70 a amené à planter de nouvelles variétés naines (Caturra, Catuai et Catimor) résistantes ou plus tolérantes à cette maladie et plus productives que les variétés traditionnelles (Vaast et Harmand, 2002; Varangis et al., 2003). L'introduction de ces variétés naines, plantées à haute densité avec un fort auto ombrage, a modifié profondément les pratiques culturales et les systèmes de culture, aboutissant parfois à l'élimination complète des arbres d'ombrage et à l'utilisation accrue d'herbicides et de fertilisants (Perfecto et Snelling, 1995; Vaast et Harmand, 2002). Actuellement, au Costa Rica, 40% de la caféculture est conduite sous forme de monoculture intensive avec des apports de fertilisants azotés allant jusqu'à 350 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (Vaast et Harmand, 2002).

Le café occupe une place importante dans l'économie des pays d'Amérique Centrale, représentant de 10 à 25 % de la production agricole et de 5 à 10 % du PIB suivant le pays. Le secteur du café assurerait ainsi la subsistance de plus de 10 millions d'individus dans cette région (Vaast et Harmand, 2002). C'est pourquoi la baisse des prix du café, à partir de 1987, sur les marchés internationaux a enclenché une crise importante dans les secteurs du café d'Amérique Centrale. Afin de faire face à cette crise, différentes stratégies ont été explorées notamment l'amélioration de la qualité et du marketing, l'exploration de marchés niches (café biologique, écologique, commerce équitable) et la diversification (Varangis et al., 2003). Certaines de ces stratégies ont été bénéfiques d'un point de vue environnemental en limitant l'usage des produits agrochimiques (culture biologique) et en favorisant

l'introduction d'arbres dans les plantations (café certifié Rainforest Alliance par exemple ou label biologique, diversification des revenus de la ferme).

C.2 Rôle des arbres dans les caféières

Nombreux sont les services y compris environnementaux fournis par les arbres d'ombrage. La régulation du microclimat réduit la demande évaporative et donc le stress hydrique du caféier qui accroît son efficacité d'utilisation de l'eau (Vaast et al., 2008). Par conséquent, la variabilité interannuelle de la production est réduite et la durée de vie du caféier augmente. Les besoins nutritionnels du caféier étant moins importants sous ombrage qu'en pleine lumière, la diminution des apports d'engrais réduit leur perte par lixiviation ou émission gazeuse (Vaast et Harmand, 2002). D'autre part, en augmentant l'évapotranspiration du système les arbres d'ombrage réduisent le drainage et contribuent ainsi à la réduction de la lixiviation des nitrates et autres substances pouvant polluer les nappes phréatiques (Vaast et Harmand, 2002). En régions montagneuses, les arbres associés diminuent l'érosion du sol et le lessivage de nutriment, tout particulièrement l'azote (Vaast et al., 2008). La présence d'arbres d'ombrage, notamment les espèces légumineuses, améliore la fertilité du sol (matière organique et recyclage des nutriments). Il a également été démontré que l'ombrage contribue à une production de café de meilleure qualité (Vaast et al., 2008). En matière d'environnement et de ressources naturelles, les systèmes agroforestiers caféiers ont un impact positif sur la préservation de la biodiversité, la conservation des sols et la qualité de l'eau. Ils ont un effet tampon autour des aires protégées, réduisent la pression sur les forêts et contribuent à la séquestration du carbone (Vaast et al., 2008).

Néanmoins, une gestion inadéquate des arbres d'ombrage peut fortement diminuer la production de café à cause de la compétition entre les caféiers et les arbres d'ombrage pour la lumière, les nutriments et plus particulièrement l'eau durant la saison sèche (Beer, 1987). Dans le cas particulier des zones andosoliques d'altitude favorables à la culture du café en plein soleil, il n'y a pas de compétition entre les caféiers et les arbres d'ombrage pour l'eau, même en saison sèche, et la lumière constitue le principal facteur de compétition limitant la production du caféier. En zone optimale pour la caféiculture, si l'ombrage est trop dense, la floraison et la fructification sont fortement réduites (van Kanten et Vaast, 2006). La présence d'arbres d'ombrage a également une forte incidence sur le développement des maladies et ravageurs. En zones d'altitude élevée, un ombrage excessif favorise les maladies fongiques (*Mycena citricolor* et *Hemileia vastatrix*), tandis que d'autres champignons (*Cercospora coffeicola*) prolifèrent plus volontiers dans les plantations ensoleillées (Vaast et Harmand, 2002).

De nombreuses espèces ligneuses sont utilisées comme arbres d'ombrage permanent. Les espèces du genre *Inga* sont les plus utilisées en Amérique Centrale (Vaast et Harmand, 2002). Ces légumineuses fixatrices d'azote présentent une croissance rapide et une grande capacité de régénération après la taille, conservent leurs feuilles en saison sèche et produisent du bois de feu et du bois de service (Vaast et Harmand, 2002). En fixant l'azote atmosphérique et en recyclant les éléments minéraux par l'intermédiaire de leurs émondes, ces légumineuses élaguées 1 à 2 fois par an améliorent la nutrition du caféier. La quantité de matière sèche produite sous forme de litière ou d'émondes par les légumineuses d'ombrage, comme *Inga* spp. ou *Erythrina* spp., varie de 2 à 14 Mg MS ha⁻¹ an⁻¹, ce qui correspond à une restitution au sol de 60 à 350 kg d'azote ha⁻¹ an⁻¹ (Vaast et Snoeck, 1999). La fixation symbiotique d'azote par la légumineuse *Erythrina poeppigiana* serait comprise entre 30 et 60 kg ha⁻¹ an⁻¹ (Vaast et Snoeck, 1999). L'introduction de légumineuses fixatrices d'azote dans les systèmes agroforestiers est néanmoins controversée (Verchot et al., 2005) étant données les émissions d'oxyde nitreux (N₂O) qu'elles génèrent (Rochette et Janzen, 2005).

C.3 Travaux antérieurs au Costa Rica sur la caféiculture, les émissions de N₂O et le stockage de carbone

C.3.1 Apport de fertilisant azoté, production de café et émissions de N₂O

Dans un essai de fertilisation conduit sur une parcelle de café en monoculture, située dans la vallée Centrale du Costa Rica, Harmand et al. (2007b) mesurent la production de café et l'exportation d'azote dans les cerises de café selon la quantité de fertilisant azoté apporté. Les résultats montrent que, sur une période de 6 ans, l'augmentation de l'apport azoté de 150 à 350 kg N ha⁻¹ an⁻¹ n'augmente que peu la production de café (+ 0,9 t MS ha⁻¹an⁻¹) de même que l'exportation de N dans les cerises de café (+ 35 kg N ha⁻¹an⁻¹) (Figure I.18, annual mean).

Ces résultats confirment ceux d'autres chercheurs qui estiment que dans les caféières intensivement fertilisées seulement 30 à 40% de l'azote apporté par fertilisation est assimilé par les caféiers (Alpizar et al., 1985; Salas et al., 2002) et démontrent la nécessité d'adapter la fertilisation azotée aux besoins de la plante. Harmand et al. (2007b) concluent qu'un niveau de fertilisation supérieur à 150 kg N ha⁻¹ an⁻¹ n'augmente pas significativement la production de café dans le long terme et a des répercussions néfastes sur la contamination des eaux par les nitrates.

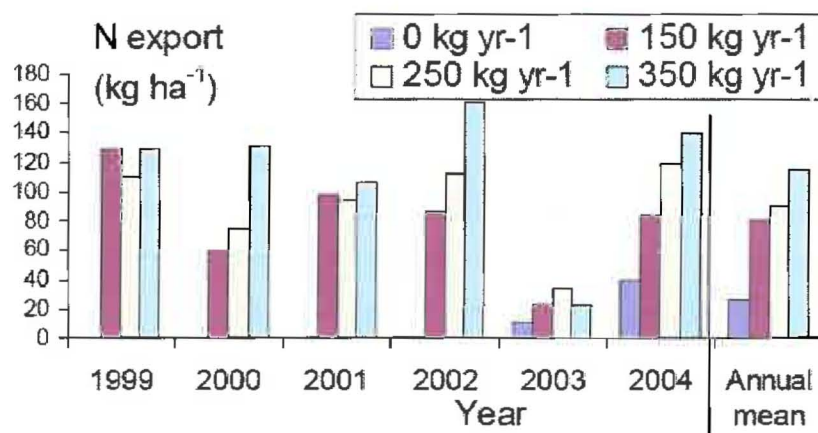


Figure I.18 : Exportation d'azote ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans les cerises de café récoltées pour différents niveaux de fertilisation azotée (0, 150, 250, 350 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), San Pedro de Barva, Heredia, Costa Rica (Harmand et al., 2007b)

Sur le même essai, les émissions de N_2O par le sol sont mesurées en juin 2002, 12 jours après la fertilisation (Figure I.19) (Skiba et al., 2002). Les résultats montrent une relation linéaire entre l'apport de fertilisant azoté et les émissions de N_2O et confirment que l'on peut réduire les apports de fertilisants azotés et les émissions de N_2O sans porter préjudice à la production de café.

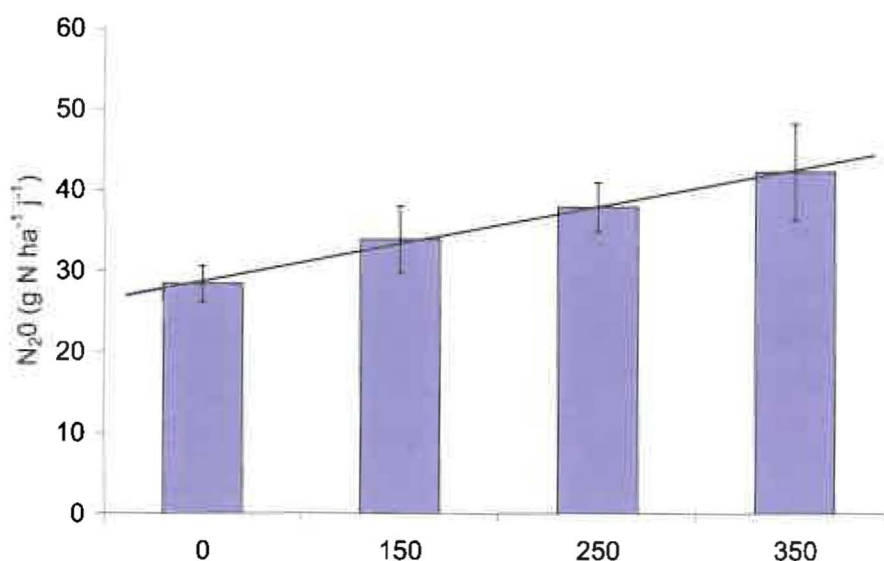


Figure I.19 : Emissions de N_2O par le sol pour différents niveaux de fertilisation azotée (0, 150, 250 et 350 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) mesurées 12 jours après la fertilisation, San Pedro de Barva, Heredia, Costa Rica; d'après les données de Skiba et al. (2002)

La réponse des flux de N_2O à la fertilisation azotée dans des caféières est étudiée de façon plus approfondie par Skiba et al. (2002) sur des Ultisols de la zone Sud du Costa Rica. Trois systèmes caféicoles sont comparés : deux plantations fertilisées ($180 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sous forme de NH_4NO_3), la première en monoculture, la seconde ombragée par l'espèce

Eucalyptus deglupta; et une monoculture non fertilisée. Les résultats montrent une augmentation des émissions de N_2O dans les parcelles fertilisées durant les deux jours suivant la fertilisation (Figure I.20), confirmant les travaux d'autres chercheurs (Bouwman et Boumans, 2002; Stehfest et Bouwman, 2006) sur l'augmentation des flux de N_2O suite à l'application de fertilisants azotés. Néanmoins, les émissions moyennes de N_2O durant la période d'étude ne montrent pas de différence statistique entre les traitements, notamment entre la monoculture et le système agroforestier fertilisés.

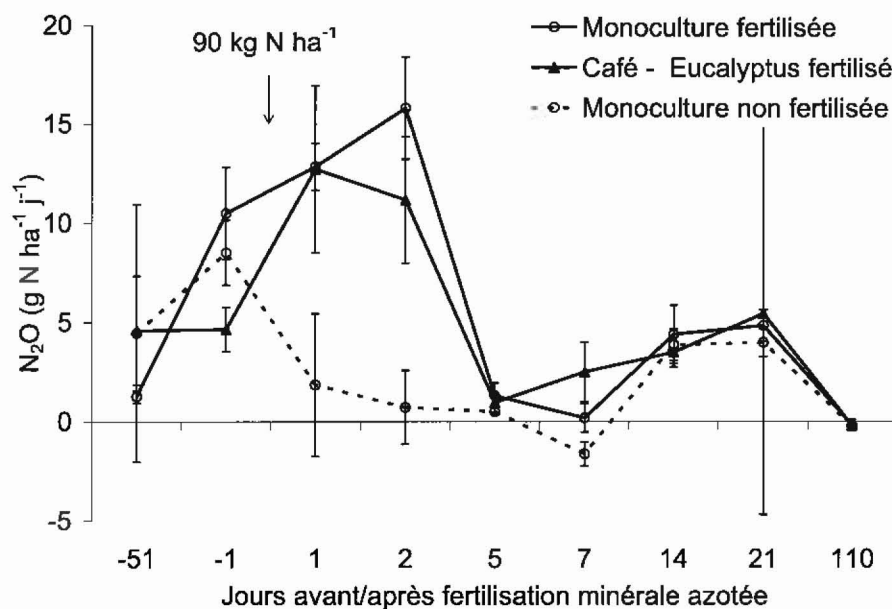


Figure I.20 : Emissions de N_2O par le sol (médianes des mesures de 4-5 chambres) de deux plantations de café fertilisées ($180 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) : une monoculture et une plantation ombragée par l'espèce *Eucalyptus deglupta*; et d'une monoculture de café non fertilisée. D'après Harmand et al. (2007a) et Skiba et al. (2002)

C.3.2 Potentiel de stockage de carbone des systèmes agroforestiers caféiers

Dans le Sud du Costa Rica, De Miguel Magaña et al. (2004) mesurent un stock de carbone 2,5 fois supérieur dans un système caféier ombragé par des *Eucalyptus* de 7 ans avec une densité de $120 \text{ arbres ha}^{-1}$ par rapport à une monoculture (Tableau I.14). Par ailleurs, la comparaison de trois types de systèmes agroforestiers caféiers (Tableau I.15) démontre une plus grande capacité de stockage de carbone pour l'espèce de bois d'œuvre ombragère *Terminalia ivorensis* par rapport à l'*Eucalyptus deglupta* ou à la légumineuse fixatrice d'azote *Erythrina poeppigiana*, au cours des quatre premières années de croissance des arbres.

Tableau I.14 : Stocks de carbone dans la biomasse aérienne de deux systèmes caféiers (*Coffea arabica*) dont l'âge des caféiers est de 14 ans, celui des arbres d'ombrage de 7, dans la zone Sud du Costa Rica. Moyenne (intervalle de confiance à 95%). D'après De Miguel Magaña et al. (2004)

Système	Densité plantation (unité ha ⁻¹)		Carbone stocké (Mg C ha ⁻¹)		
	Caféiers / arbres	Arbres	Caféiers	Litière	Total
	Monoculture	5819		10,2 (1,5)	1,2 (0,3)
Café - <i>Eucalyptus deglupta</i>	6035 / 120	14,0 (0,6)	10,2 (1,1)	4,2 (0,8)	28,4 (1,5)

Tableau I.15 : Stocks de carbone dans la biomasse aérienne de systèmes agroforestiers caféiers (*Coffea arabica*), de 4 ans d'âge, dans la zone Sud du Costa Rica. Moyenne (intervalle de confiance à 95%). D'après De Miguel Magaña et al. (2004)

Système	Densité plantation (unité ha ⁻¹)		Carbone stocké (Mg C ha ⁻¹)		
	Caféiers / arbres	Arbres	Caféiers	Litière	Total
	Café - <i>Terminalia ivorensis</i>	4720 / 250	12,4 (0,3)	-	1,2 (0,1)
Café - <i>Eucalyptus deglupta</i>	4720 / 250	5,3 (0,3)	5,0 (0,4)	1,4 (0,1)	11,7 (0,5)
Café - <i>Erythrina poeppigiana</i>	4720 / 156	4,7 (0,5)	-	-	-

Dzib (2003) évalue des moyennes de stock de carbone aérien pour trois espèces de bois d'œuvre employées comme arbre d'ombrage dans des plantations de café au Costa Rica (Tableau I.16). L'étude se base sur un inventaire des diamètres des arbres dans une vingtaine de fermes pour chaque espèce et sur l'application de relations allométriques pour estimer la biomasse. Les résultats indiquent une forte variabilité des stocks de carbone selon l'espèce d'ombrage, sa densité de plantation et son âge.

Tableau I.16 : Stocks et taux de stockage de carbone dans la biomasse aérienne d'espèces de bois d'œuvre employées comme arbre d'ombrage dans des plantations de café au Costa Rica. D'après les données de Dzib (2003)

Espèce ombragère	Densité de plantation	Age	Carbone stocké
	(unité ha ⁻¹)	(années)	(Mg C ha ⁻¹)
	Intervalle (moyenne)	Intervalle (moyenne)	Moyenne (erreur type)
<i>Cordia alliodora</i>	110-160 (184)	9-17 (13)	39 (6)
<i>Eucalyptus deglupta</i>	30-90 (78)	4-15 (8)	14 (2)
<i>Terminalia Amazonia</i>	110-700 (373)	4-13 (8)	32 (3)

Cette variabilité des stocks de carbone selon l'espèce ombragère est également soulignée par les travaux de Harmand et al. (2006) qui indiquent des stocks moyens au-dessus du sol de 16, 22 et 30 t C ha⁻¹ pour des systèmes agroforestiers ombragés par, respectivement, la légumineuse *Erythrina poeppigiana*, la légumineuse *Inga spp.* et par des espèces de bois d'œuvre (Figure I.21). Cette étude montre par ailleurs que sur une période d'environ 10 ans, la conversion d'une monoculture caféière en système agroforestier ombragé par *Erythrina poeppigiana*, *Inga spp.* et des espèces de bois d'œuvre permettrait en moyenne un stockage additionnel de, respectivement, 1; 2,3 et 2,6 Mg C ha⁻¹ an⁻¹.

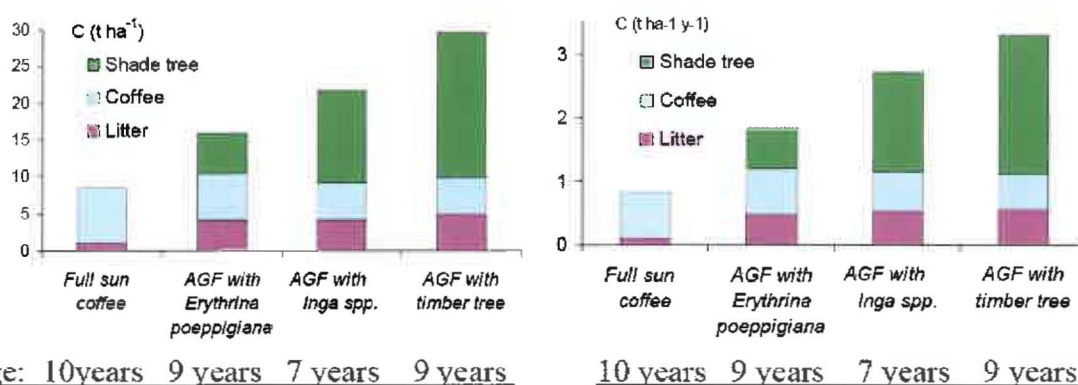


Figure I.21 : Stocks de carbone (à gauche) et taux de stockage de carbone moyens (à droite) dans la phytomasse aérienne de plantations de café en monoculture ou en systèmes agroforestiers (AGF). Synthèse de 21 études enregistrées dans une base de données sur le carbone (16 parcelles en monoculture, 13 ombragées par *E. poeppigiana*, 5 ombragées par *Inga spp.* et 138 ombragées par des espèces de bois d'œuvre)(Harmand et al., 2006)

Les travaux présentés au préalable s'intéressent à des systèmes agroforestiers caféiers simples comprenant une seule espèce ombragère. Masera et al. (2003) étudient, au Costa Rica, un système composé de 3 strates : une strate d'ombrage (*Cordia alliodora*, 100 arbres ha⁻¹, rotation 20 ans), une strate dite de service (*Erythrina poeppigiana* émondée

annuellement ; rotation 10 ans) et une strate de café (*coffea arabica* renouvelé tous les 10 ans). La plantation est installée sur une terre agricole dégradée ayant une faible teneur en humus initiale. Masera et al. (2003) simulent avec le modèle CO2FIX (Nabuurs et al., 2001) l'évolution des stocks de carbone dans la biomasse, le sol et les produits; le bois de la strate d'ombrage étant utilisé pour la confection de meubles. Les résultats (Figure I.22) indiquent un taux de stockage de C dans la biomasse linéaire d'environ $7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur chaque période de rotation.

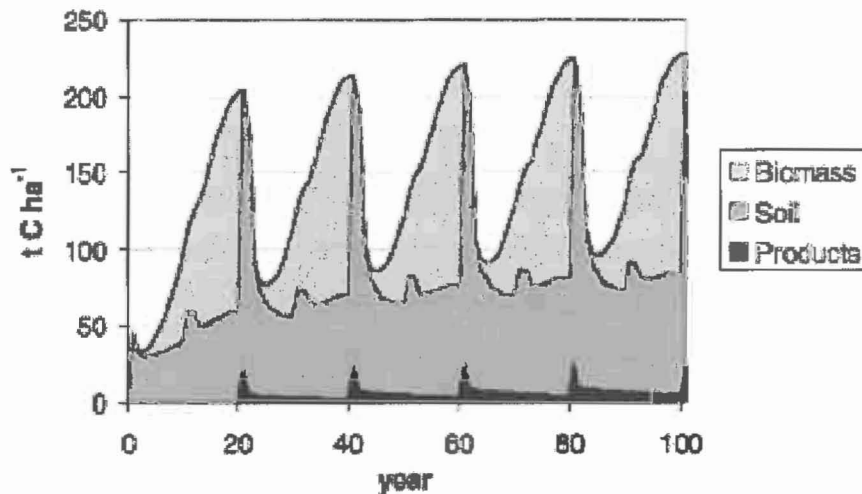


Figure I.22 : Evolution des stocks de carbone dans un système agroforestier caféier multistrates au Costa Rica (Masera et al., 2003)

Parmi les études mentionnées ci-dessus ou dans les Tableaux I.4-8, aucune ne mesure simultanément les flux des trois principaux GES émis par l'agriculture, à savoir le N_2O , le CH_4 et le CO_2 , et le stockage de carbone afin d'établir un bilan de GES dans des systèmes caféiers.

C.4 Cadre institutionnel de la thèse

La thèse a été financée par le projet CASCA (Coffee Agroforestry Systems in Central America), le CIRAD (département PERSYST) et le Ministère Français des Affaires Etrangères. Elle est accueillie en France (Montpellier) au sein de l'unité de recherche Fonctionnement et Pilotage des Ecosystèmes de Plantations et par le laboratoire MOST (dirigé conjointement par le CIRAD et l'IRD), au Costa Rica au sein du département Agriculture et Agroforesterie du CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñansa).

Le projet CASCA, coordonné par le CIRAD, financé par l'Union européenne, a été réalisé en collaboration avec le CEH d'Edimbourg (Centre of Ecology and Hydrology), le CATIE, le

réseau Promecafé (association des instituts du café centraméricains) et l'UNA (Universidad Nacional Agraria de Nicaragua). D'une durée de 5 ans (12/01-12/06), il a eu pour objectifs principaux (Figure I.23) (Vaast et Harmand, 2002) de :

1. connaître les espèces forestières les plus appropriées en fonction des stratégies des caféiculteurs, des conditions écoclimatiques, et de la capacité de ces arbres à recycler les éléments nutritifs, à améliorer la fertilité des systèmes, voire à limiter la pression parasitaire;
2. mieux comprendre comment la présence d'arbres au sein des caféières affecte la physiologie du caféier, la productivité et la longévité du peuplement, mais aussi la qualité du café;
3. quantifier l'impact de ces systèmes agroforestiers sur l'environnement en terme de séquestration du carbone, de maintien de la biodiversité et de conservation des sols et de la qualité des eaux;
4. proposer des outils d'aide à la décision et des mesures incitatives pour mieux valoriser les cafés de qualité et rétribuer les services environnementaux de ces systèmes agroforestiers afin de renforcer leur adoption par les caféiculteurs.

Cette thèse dont le but est d'évaluer, à l'échelle de la parcelle, l'impact des pratiques culturales (fertilisation azotée et usage d'une légumineuse fixatrice d'azote comme arbre d'ombrage) sur les émissions de GES et le stockage du carbone s'inscrit dans le troisième objectif de ce projet.

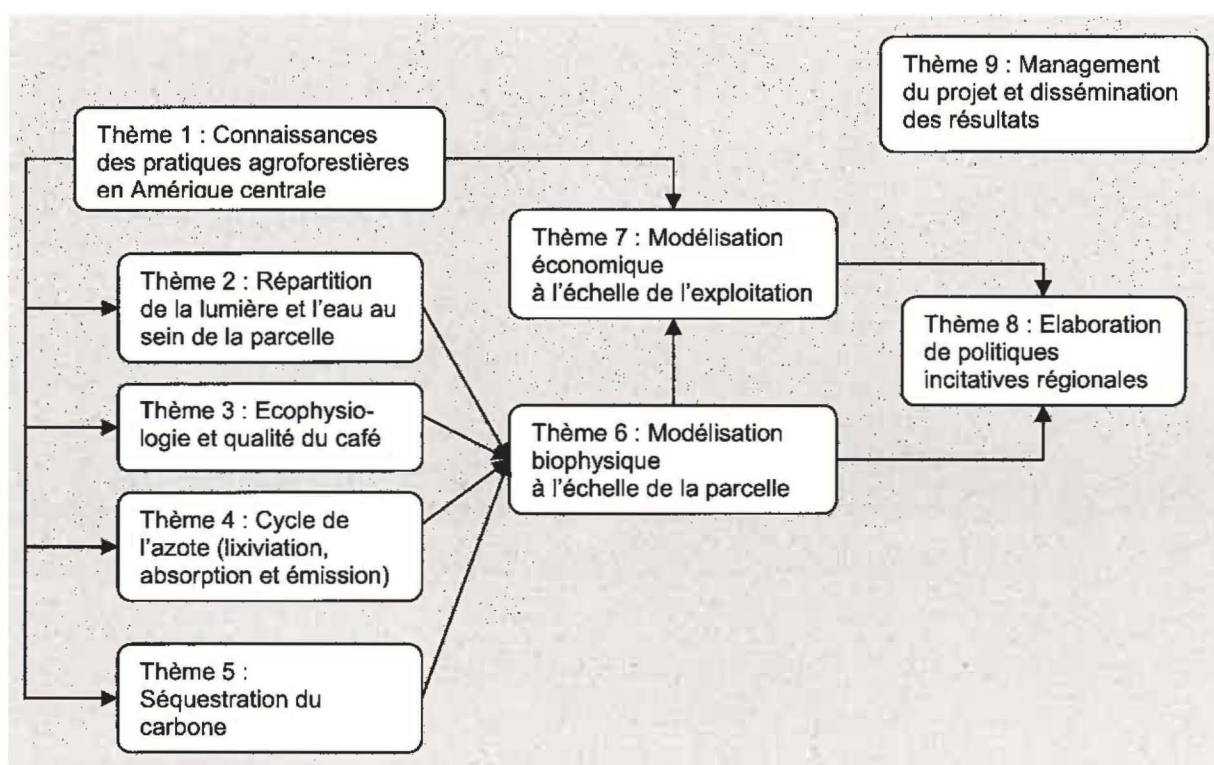


Figure I.23 : Les composantes du projet CASCA (Coffee Agroforestry Systems in Central America) (Vaast et Harmand, 2002)

Chapitre II Dynamique des flux de GES à l'interface sol-atmosphère



Figure II.1 : Dispositif expérimental de mesure des flux de GES à l'interface sol-atmosphère

La prise de décisions techniques et politiques en matière de pratiques agricoles visant à réduire les émissions de GES doit pouvoir s'appuyer sur des mesures fiables et détaillées des flux de GES. C'est l'objectif de ce chapitre qui suite à une présentation du dispositif expérimental, étudie de façon approfondie les variations saisonnières et consécutives à l'application de fertilisant azoté des flux de GES (N_2O , CO_2 , CH_4) du sol dans deux systèmes caféiers : une monoculture et un système ombragé par une légumineuse fixatrice de N_2 .

A Présentation du dispositif expérimental

A.1 Site de l'étude

L'étude est menée à la station expérimentale de CICAPE, centre de recherche d'ICAPE (Institut Costaricien du café), dans la vallée Centrale du Costa Rica, à San Pedro de Barva, 10 km à l'ouest de San José (10°02'N, 84°08'O) (Figure II.2).



Figure II.2 : Carte d'Amérique Centrale (à gauche) et du Costa Rica (à droite, source Atlas Mondial, Microsoft Corporation) où la vallée Centrale est figurée en jaune

Le site est localisé en altitude (1180 m) où la température moyenne annuelle est d'environ 21°C. Les précipitations annuelles s'élèvent en moyenne à 2300 mm par an avec une saison sèche très prononcée de 4 mois, entre Janvier et Avril (Figure II.3). Au cours de l'année d'étude des flux de GES (Oct. 04-Sept. 05), les précipitations ont été de 2886 mm et la saison sèche a démarré début Novembre et s'est terminée fin Mars.

A.2 Parcelles expérimentales

Deux parcelles voisines (Figure II.4), d'environ 1300 m², plantées de *Coffea arabica* variété Catuai, ont été étudiées. L'une, en monoculture, a été désignée dans cette étude par

l'acronyme CM ; l'autre, ombragée par une légumineuse arborée fixatrice d'azote atmosphérique *Inga densiflora*, a été désignée par CIn. Les deux parcelles ont été plantées en Juin 1997 sur une zone préalablement cultivée en caféiers : une monoculture dans le cas de CIn, caféier associé avec quelques arbres d'*Eucalyptus sp.* dans le cas de CM. Dans la parcelle CIn, le café a été planté à 2 m x 1 m (4722 caféiers ha⁻¹) et les arbres d'*Inga* à 6 m x 6 m dans les lignes de caféiers (278 arbres ha⁻¹), pour un total de 5000 caféiers + arbres ha⁻¹. Dans la parcelle CM, le café a été planté à 2 m x 1 m (5000 caféiers ha⁻¹). Les arbres d'*Inga* de la parcelle CIn ont été fortement élagués une à deux fois par an jusqu'en 2003 selon la pratique courante plutôt utilisée pour *Erythrina poeppigiana* au Costa Rica. Ils ont postérieurement été moins fortement élagués en Août 2004 et 2005. En 2006 les caféiers n'avaient reçu aucune taille depuis leur plantation.

Les deux parcelles ont été cultivées de façon « conventionnelle » c'est-à-dire qu'elles ont reçu une fertilisation minérale et des traitements herbicides et phytosanitaires conformes aux recommandations de l'Institut du café au Costa Rica. Elles ont été fertilisées trois fois par an aux mois de Mai, Juillet et Octobre. Lors des deux premières fertilisations, 500 kg ha⁻¹ de formule complète (18N-urée, 3P-P₂O₅, 10K-K₂O, 8Mg-MgO, 1,2B) ont été appliqués; ce qui revient à une dose équivalente d'azote de 90 kg N ha⁻¹ par fertilisation. Au cours de la dernière fertilisation 210 kg ha⁻¹ de nitrate d'ammonium concentré à 33,5% ont été apportés ce qui équivaut à 70 kg N ha⁻¹. Donc, au total, les apports annuels ont été de 250 kg N ha⁻¹ an⁻¹, 30 kg P ha⁻¹ an⁻¹, 100 kg K ha⁻¹ an⁻¹, 80 kg Mg ha⁻¹ an⁻¹ et 12 kg B ha⁻¹ an⁻¹. Les dates exactes de fertilisation au cours de l'année d'étude des flux de GES à l'interface sol-atmosphère sont présentées sur la Figure II.5.

En Juillet 2004 et Août 2005, les arbres présentaient une hauteur moyenne respective de 8,2 et 9,4 m et un LAI (Leaf Area Index) respectif de 1,2 et 1,3 (Siles, 2007). En 2004, les caféiers présentaient une hauteur de 2,4 m et un LAI moyen de 4,2 sous ombrage d'*Inga*; une hauteur de l'ordre de 2 m et un LAI moyen de 4,6 en monoculture (Siles, 2007). La croissance en hauteur du caféier entre 2004 et 2005 a été négligeable (Siles, 2007).

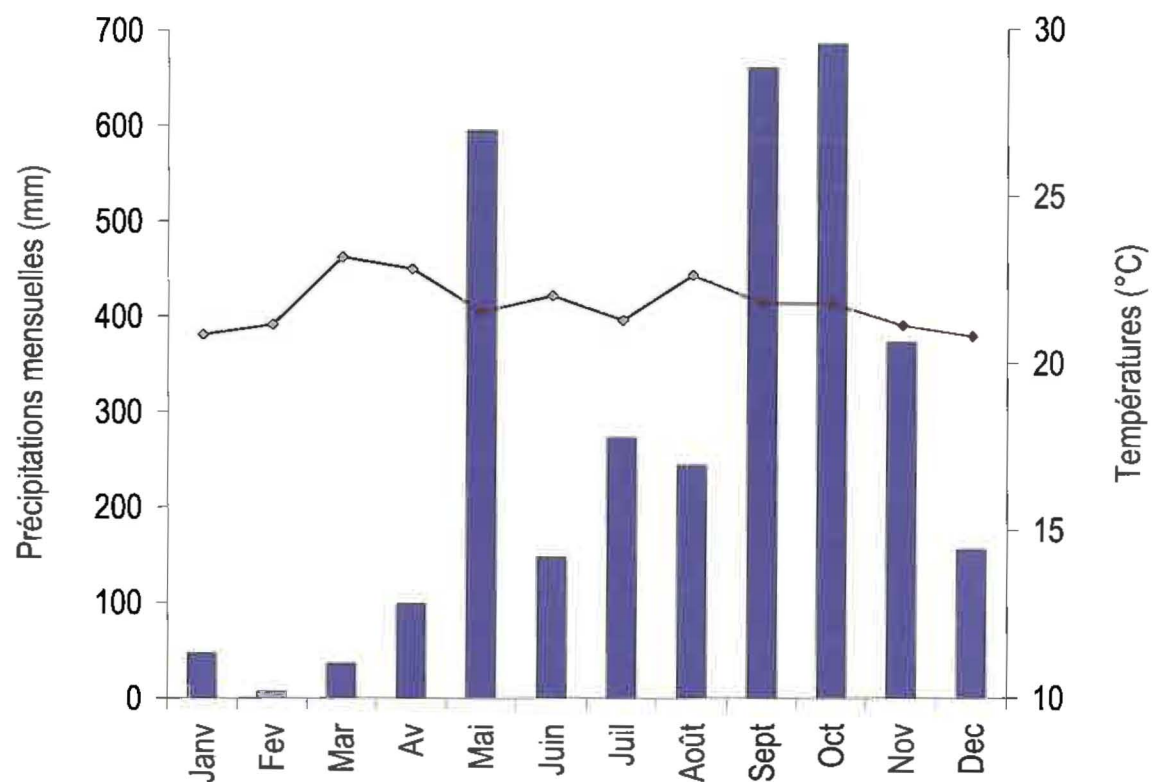


Figure II.3 : Précipitations et températures moyennes mensuelles au cours de l'année 2004, mesurées sur les parcelles expérimentales



Figure II.4 : Parcelles expérimentales dans la Vallée Centrale du Costa Rica. CM : Café en monoculture, CIn : café ombragé par la légumineuse *Inga densiflora*

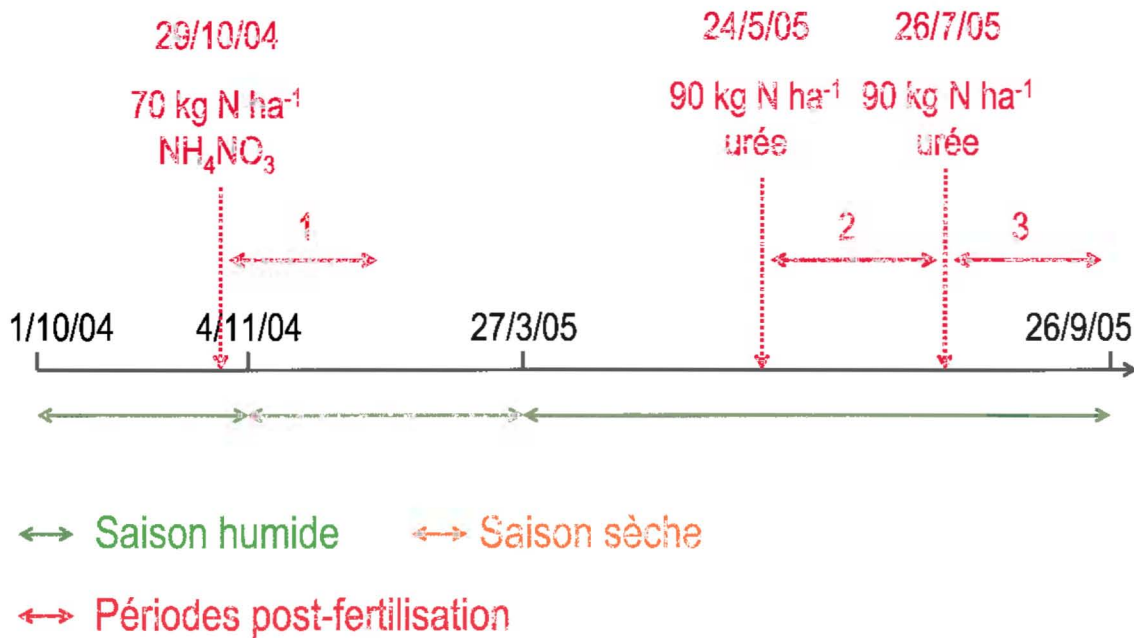


Figure II.5 : Saisons et périodes de fertilisation au cours de l'année d'étude des flux de GES des sols

A.3 Caractérisation physico-chimique des sols

D'après une étude menée dans la station expérimentale de Cicafé (Mata et Ramírez, 1999), les sols, d'origine volcanique, se sont développés principalement à partir de cendres. Ce sont des sols bien drainés, profonds (Figure II.6), présentant une érosion laminaire légère. Ils sont bien structurés, susceptibles de compactage, très favorables au développement des racines et présentent une bonne distribution de la porosité (Mata et Ramírez, 1999). Ils se caractérisent par quatre horizons : un horizon organo-minéral (échantillons et A2) (0-50 cm) de couleur noire; un horizon d'accumulation (Bw1) (50-100 cm) de couleur brun très sombre; un horizon organo-minéral (Ab) (100-140 cm) de couleur brun très sombre et un autre horizon d'accumulation (Bw2) (140-160 cm) de couleur brun sombre. Les horizons B sont des horizons d'accumulation des résidus d'altération de la roche mère (à savoir des cendres volcaniques) d'où la présence de minéraux mal cristallisés et d'allophanes.

D'un point de vue chimique (Tableau II.1), ces sols présentent un pH faible dans les deux premiers horizons et moyen en profondeur; leur acidité est élevée dans le premier horizon, faible en dessous. Leur fertilité est moyenne à basse. En effet, bien qu'ils présentent des niveaux de macro et micronutriments élevés, celui du Ca de même que la somme des bases sont faibles. Ceci indique que le potentiel de fertilité élevé des sols est diminué par la lixiviation des macronutriments et l'acidification due aux apports excessifs d'azote minéral. La rétention de P est élevée cependant les concentrations de P sont moyennes. On observe un gradient décroissant de la matière organique de la surface vers les horizons profonds. La

capacité d'échange cationique (CEC) de ces sols est très élevée mais le taux de saturation est faible.

D'un point de vue physique (Tableau II.2), ces sols possèdent une texture équilibrée, limoneuse ou limoneux-argileuse. Les densités apparentes sont basses, comme pour la plupart des Andosols (voir Chapitre I, B.4.1), mais supérieures à $0,9 \text{ g cm}^{-3}$ dans l'horizon de surface ce qui indique un compactage.

Taxonomiquement, ces sols appartiennent à l'ordre des Andosols étant donné qu'ils présentent les caractéristiques suivantes :

- le taux d'allophane (Al amorphe + $\frac{1}{2}$ Fe amorphe) est faible, de l'ordre de 3%, mais toutefois supérieur à 2%,
- la rétention de P est supérieure à 85%,
- la densité apparente est inférieure à $0,9 \text{ g cm}^{-3}$.

Ils appartiennent au sous-ordre Ustands étant donné qu'ils restent secs pendant plus de trois mois et au groupe des Haplustands puisqu'ils sont peu développés. Finalement, ils sont classés comme Dystric Haplustands.

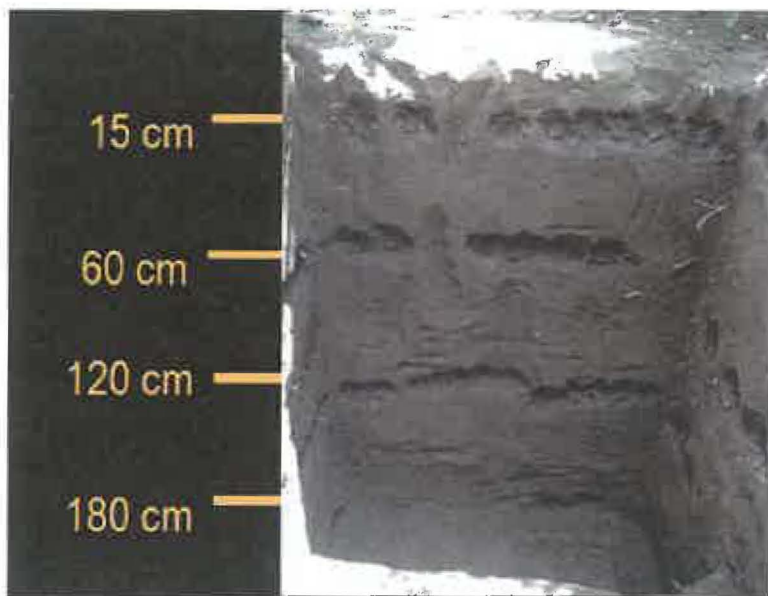


Figure II.6 : Profil de sol sous CM (photo de P. Cannavo)

Tableau II.1: Propriétés chimiques du profil de sol de la station expérimentale de Cicafé d'après Mata et Ramírez (1999)

Horizon		Ap	A2	Bw1	Ab	Bw2
Profondeur	cm	0-11	11-52	52-104	104-137	137-160
Analyse de fertilité						
pH eau		4,3	4,9	5,5	5,6	5,6
Ca	cmol(+) l ⁻¹	2,6	4	4,4	4,4	2,8
Mg	cmol(+) l ⁻¹	1,4	1,5	1	1,3	1,2
K	cmol(+) l ⁻¹	0,63	0,67	1,73	0,84	2,61
Acidité	cmol(+) l ⁻¹	2,5	0,7	0,3	0,4	0,4
P	mg l ⁻¹	29,2	7,8	26,9	13	15,6
Cu	mg l ⁻¹	42	34,4	55	40,4	50,2
Fe	mg l ⁻¹	462	218	275	237	205
Mn	mg l ⁻¹	20,1	9,7	5,2	6,7	4,3
Zn	mg l ⁻¹	7,2	2,5	4,2	2,8	5,9
Matière organique	%	8,35	4,92	1,66	2,99	0,73
Analyse de caractérisation						
Ca	cmol(+) kg ⁻¹	2,62	4,26	5,07	5,51	3,72
Mg	cmol(+) kg ⁻¹	1,9	1,91	1,43	2,03	1,96
K	cmol(+) kg ⁻¹	1,1	1,16	2,24	1,40	2,76
Na	cmol(+) kg ⁻¹	0,02	0,05	0,05	0,15	0,06
Somme des bases	cmol(+) kg ⁻¹	5,64	7,38	8,79	9,09	8,5
CEC	cmol(+) kg ⁻¹	45,47	46,09	47,35	46,41	50,17
Saturation des bases	%	12,4	16,01	18,56	19,59	16,94
Al amorphe	%	2,2	2,3	2,5	2,4	2,5
Fe amorphe	%	1,93	1,92	2,38	2,11	2,4
Rétention de P	%	84,31	89,21	92,66	92,22	93,32

Tableau II.2: Propriétés physiques du profil de sol de la station expérimentale de Cicafé d'après Mata et Ramírez (1999)

Horizon		Ap	A2	Bw1	Ab	Bw2
Profondeur	cm	0-11	11-52	52-104	104-137	137-160
Sable	%	47,75	34,87	27,75	27,00	40,25
Limon	%	31,00	31,38	33,50	31,75	36,00
Argile	%	21,25	33,75	38,75	41,25	23,75
Texture		L	LA	LA	A	L
Capacité au champ	g g ⁻¹	0,44	0,52	0,53	0,57	0,65
Point de flétrissement	g g ⁻¹	0,32	0,34	0,38	0,39	0,55
Densité apparente	g cm ⁻³	1,12	0,90	0,90	0,81	0,87
Densité de solide	g cm ⁻³	2,27	2,43	2,63	2,54	2,58
Porosité	%	50,7	63	65,8	68,1	66,3

L : limoneux, LA : Limoneux-Argileux, A : Argileux.

Par rapport aux propriétés des sols déterminées par Mata et Ramírez (1999), les analyses que nous avons effectuées sur les parcelles expérimentales CM et CIn (Tableau II.3) ont

montré un pH légèrement plus élevé, des teneurs en P et Fe beaucoup plus élevées et des teneurs en Cu et Mn plus faibles. Nos analyses indiquent également des taux d'Al amorphe deux fois inférieurs, des taux de Fe amorphe légèrement plus faibles et par conséquent une teneur en allophane (Al amorphe + $\frac{1}{2}$ Fe amorphe) légèrement inférieure à 2%. Les propriétés physiques que nous avons mesurées (Tableau II.4) sont similaires à celles indiquées par Mata et Ramírez (1999). Dans les articles présentés dans cette thèse, les sols sont présentés comme des Andosols selon la classification donnée par Mata et Ramírez (1999).

Tableau II.3 : Propriétés chimiques du sol des horizons 0-10 cm et 10-40 cm de la monoculture (CM) et de la plantation ombragée (CIn) étudiées, à Cicafé

Système	Profondeur	cm	CM		CIn	
			0-10	10-40	0-10	10-40
Analyse de fertilité						
pH eau			4,92	5,54	4,67	5,38
pH KCl			4,15	4,56	3,97	4,49
Ca		cmol(+) l ⁻¹	5,22	3,41*	4,66	5,53*
Mg		cmol(+) l ⁻¹	1,67	1,78*	2,11	2,06*
K		cmol(+) l ⁻¹	0,60	0,81*	1,02	0,59
Acidité		cmol(+) l ⁻¹	0,12	0,17*	0,17	0,10*
P		mg l ⁻¹	3,4	4,9*	7,2	4,7*
Cu		mg l ⁻¹	19	18*	22	21*
Fe		mg l ⁻¹	93	91*	128	84*
Mn		mg l ⁻¹	6,2	1,9*	12,8	1,2*
Zn		mg l ⁻¹	1,3	0,6*	2,6	0,8*
C total		%	3,60	2,85	3,70	2,57
N total		%	0,32	0,25	0,36	0,25
C/N			11,25	11,27	10,28	10,27
Analyse de caractérisation						
Ca		cmol(+) kg ⁻¹	6,25	3,85*	5,22	6,66*
Mg		cmol(+) kg ⁻¹	2,08	2,21*	2,49	2,44*
K		cmol(+) kg ⁻¹	1,50	1,93*	2,34	1,43*
Na		cmol(+) kg ⁻¹	0,01	0,03*	0,04	0,04*
Somme des bases		cmol(+) kg ⁻¹	9,84	8,02*	10,09	10,57*
CEC		cmol(+) kg ⁻¹	42,47	41,18*	44,12	41,17*
Saturation des bases		%	23,2	19,5*	22,9	25,7
Al amorphe		%	0,99	1,01	1,18	1,1
Fe amorphe		%	1,26	1,26	1,21	1,28

* 10-60 cm

Tableau II.4 : Propriétés physiques du sol des horizons 0-10 cm et 10-40 cm de la monoculture (CM) et de la plantation ombragée (CIn) étudiées, à Cicafé

Système	Profondeur	cm	CM		CIn	
			0-10	10-40	0-10	10-40
Sable		%	36,9	36,5	40,6	36,6
Limon		%	35,3	33,6	37,1	39,5
Argile		%	27,9	30	22,3	23,9
Texture			LA	LA	L	L
Capacité au champ		g g ⁻¹	0,42	0,39*	0,46	0,43*
Point de flétrissement		g g ⁻¹	0,24	0,22*	0,28	0,23*
Densité apparente		g cm ⁻³	1,01	0,95	0,90	0,91
Densité de solide		g cm ⁻³	2,53	2,57	2,53	2,58
Porosité		%	60,1	63,2	64,4	64,7

* 10-60 cm

A.4 Dispositif de mesure des flux de GES à l'interface sol-atmosphère

Les flux de GES ont été mesurés par la méthode des enceintes fermées. Ces enceintes sont statiques c'est-à-dire qu'une fois installées elles ont été maintenues au même emplacement pendant la durée de l'étude (Oct. 04 - Sept. 05). Elles ont été insérées dans le sol à une profondeur de 15 cm, trois semaines avant la première campagne de mesure. Au total douze enceintes ont été placées dans chacun des systèmes : six dans la zone d'application du fertilisant (ZF) i.e. au pied du caféier; six dans la zone « non fertilisée » (ZNF) c'est-à-dire dans l'interligne de caféiers. Les échantillons de gaz ont été prélevés initialement dans l'atmosphère puis une heure après la fermeture de l'enceinte, à l'intérieur de celle-ci par l'intermédiaire d'un tube équipé d'une valve (Figure I.10 A). L'augmentation linéaire de la concentration du N_2O et du CO_2 dans l'enceinte, sur une durée d'une heure, a été vérifiée en Septembre 2004 puis en Avril 2005 (Figure II.7). La concentration du CH_4 dans l'enceinte n'augmente pas de façon linéaire avec le temps ce qui montre que ce gaz est simultanément produit et oxydé dans le sol.

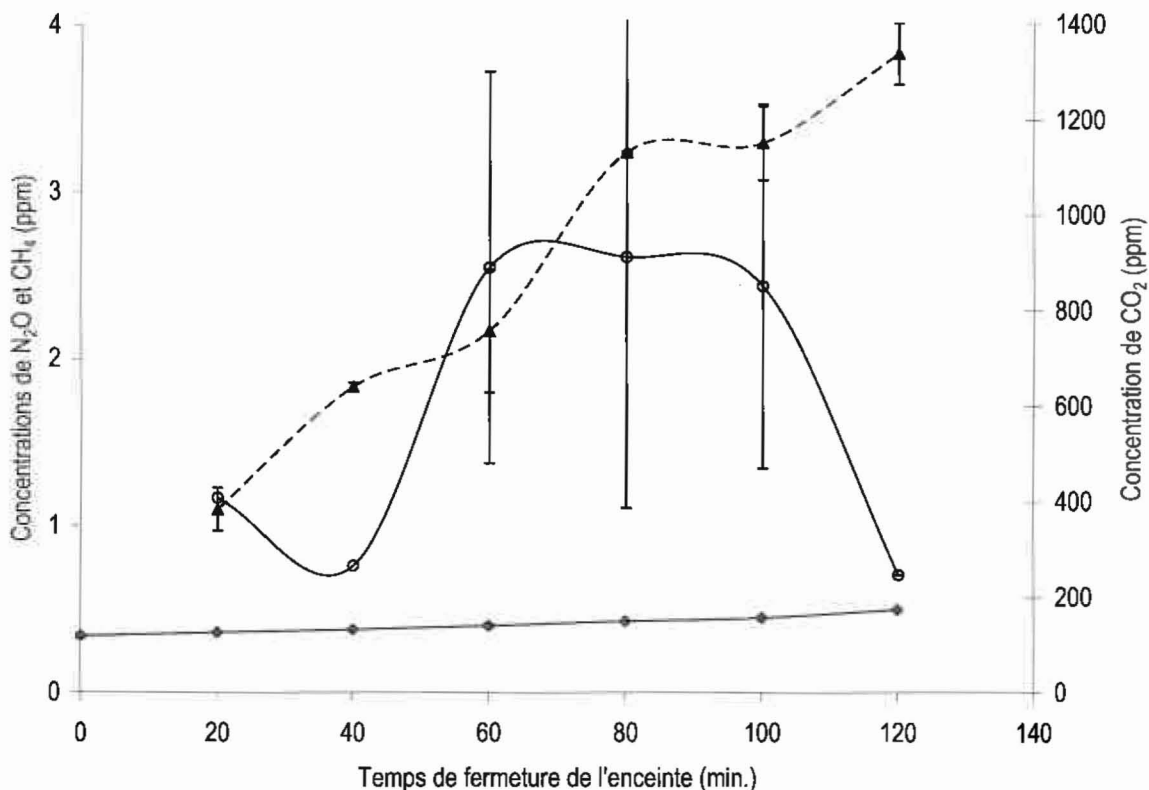


Figure II.7 : Concentration de N_2O (losange, trait continu), de CH_4 (rond, trait continu) et de CO_2 (triangle, trait en pointillé) selon le temps de fermeture de l'enceinte

Les échantillons de gaz ont été injectés en surpression, afin d'éviter une contamination par un flux extérieur, dans des tubes en verres (Exetainers) de 10 ml préalablement mis sous

vide. Une fois remplis ces tubes ont été scellés à la cire à cacheter (Figure I.10 C). C'est sur place qu'ont été réalisées les opérations de mise sous vide et de scellage étant donnés les risques de fuites gazeuses dues aux changements d'altitude lors du trajet entre la station expérimentale de Cicafé et le CATIE. La conservation des gaz dans les tubes Exetainers a été testée périodiquement (09, 10/04 et 04, 06, 08/05) tel que le décrit le paragraphe B.2.4 de ce chapitre. Les flux de gaz ont été calculés à partir de l'équation suivante : $F = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A}$

où F est le flux gazeux (g de N-N₂O, C-CH₄ ou C-CO₂ m⁻² h⁻¹),

ΔC est la différence de concentration du gaz entre t₁h et t₀ (g de N-N₂O, C-CH₄ ou C-CO₂ m⁻³),

Δt est le temps de fermeture de l'enceinte (h),

V est le volume de la chambre (m³),

A est la surface circonscrite par la chambre (m²).

L'article qui constitue la seconde partie de ce Chapitre présente les résultats des mesures de flux de GES à l'interface sol-atmosphère que nous avons effectuées et les conclusions que nous en avons tirées. Il fournit, d'autre part, un complément d'information quant aux méthodes employées pour la mesure des flux de gaz et des variables environnementales associées.

B Greenhouse gases fluxes from Andosols under coffee in monoculture or shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica

(Article soumis à Biogeochemistry)

Kristell Hergoualc'h^{1&2}, Ute Skiba³, Jean-Michel Harmand¹, Catherine Hénault⁴

¹Centre de coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD). UR Ecosystèmes de Plantations, s/c UR SeqBio-IRD (SupAgro), 2 place Viala, Bât. 12, 34060 Montpellier cedex 01, France

²Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Departamento de Agricultura y Agroforestería, 7170 Turrialba, Costa Rica

³Center of Ecology and Hydrology (CEH). Bush Estate. Penicuik EH26 0QB. Scotland. UK

⁴Institut National de Recherche en Agronomie (INRA), UMR Microbiologie et Géochimie des Sols. 17 rue de Sully – BP 86510. 21065 Dijon Cedex. France

Résumé

Pendant une période d'un an les émissions par le sol des gaz à effet de serre N_2O , CH_4 et CO_2 et les paramètres du sol associés (humidité gravimétrique, espace poral occupé par l'eau, température et teneur en azote minéral) ont été mesurés dans deux types de cultures de café hautement fertilisées ($250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) : une monoculture (CM) et une culture ombragée par une espèce légumineuse fixatrice de N_2 *Inga densiflora* (CIn). En plus des mesures de terrain, les vitesses de minéralisation de l'azote ont été évaluées au laboratoire en conditions standardisées. Les fertilisations azotées ont eu un fort impact sur les émissions de N_2O des deux systèmes. Les émissions de N_2O causées par le fertilisant ont atteint des pics suite à des événements pluvieux intenses et se sont produites alors que les teneurs en azote minéral du sol étaient élevées. Les fertilisations ont également augmenté temporairement la respiration du sol et les émissions de CH_4 . Le bilan annuel de N_2O plus élevé dans la plantation ombragée ($5,8 \pm 0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) que dans la monoculture ($4,3 \pm 0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) a coïncidé avec une vitesse de minéralisation de N supérieure ($3,7 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ s.s. j}^{-1}$) et un rapport C/N inférieur ($10,3 \pm 0,0$) à ceux de la monoculture ($2,2 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ s.s. j}^{-1}$ et $11,3 \pm 0,0$). Cela confirme que la présence d'arbres d'ombrage fixateurs de N_2 pourrait augmenter les émissions de N_2O . Contrairement aux émissions de N_2O , les flux annuels de CO_2 et de CH_4 ont été similaires dans les deux systèmes ($8,4 \pm 2,6$ et $7,5 \pm 2,3 \text{ t C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$; $0,9 \pm 2,9$ et $-2,2 \pm 2,3 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, respectivement dans CIn et CM) mais ont augmenté, de façon inattendue, pendant la saison sèche.

Mots clé : agroforesterie, CH_4 , espace poral du sol occupé par l'eau, minéralisation, N_2O , respiration du sol.

Abstract

For a one year period soil greenhouse gas emissions of N_2O , CH_4 and CO_2 and related soil parameters (gravimetric soil moisture, water-filled pore space, temperature and soil mineral nitrogen content) were measured in two types of highly fertilized ($250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) coffee cultivation: a monoculture (CM) and a culture shaded by the N_2 fixing legume species *Inga densiflora* (CIn). In addition to field measurements, soil N mineralization rates were evaluated in the laboratory in standardized conditions. Nitrogen fertilizations highly impacted N_2O emissions of both systems. Fertilizer induced N_2O emissions peaked after large rainfall events and occurred simultaneously to high soil mineral contents. The fertilizations also temporarily increased soil respiration and CH_4 emissions. The larger annual N_2O budget of the shaded plantation ($5.8 \pm 0.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) compared to the one of the monoculture ($4.3 \pm 0.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) coincided with larger soil N mineralization rates ($3.7 \pm 0.2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d.w.}$

d⁻¹) and smaller C:N ratio (10.3 ± 0.0) compared to the ones of the monoculture (2.2 ± 0.2 mg N kg⁻¹ d.w. d⁻¹ and 11.3 ± 0.0) and confirms that the presence of N₂ fixing shade trees can increase N₂O emissions. Contrary to soil N₂O emissions, annual CO₂ and CH₄ fluxes of both systems were similar (8.4 ± 2.6 and 7.5 ± 2.3 t C-CO₂ ha⁻¹ y⁻¹, 0.9 ± 2.9 and -2.2 ± 2.3 kg C-CH₄ ha⁻¹ y⁻¹, respectively under CIn and CM) but, unexpectedly increased during the dry season.

Keywords: Agroforestry, CH₄, mineralization, N₂O, soil respiration, WFPS.

B.1 Introduction

Nitrous oxide (N_2O), methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) are the three major greenhouse gases (GHGs) involved in radiative forcing of climate change (IPCC, 2001) emitted by agriculture (Baumert et al., 2005). Both denitrification and nitrification are the main sources of N_2O . Denitrification is responsible for the anaerobic reduction of NO_3^- and NO_2^- to N_2O and N_2 ; nitrification is the aerobic oxidation of NH_4^+ to NO_2^- and NO_3^- , with N_2O production in either oxic or anoxic (nitrifier denitrification; Wrage et al. 2001) conditions (Hergoualc'h et al., 2007). The soil-atmosphere CH_4 flux is the result of the balance between the two offsetting processes of methanogenesis (CH_4 production) and methanotrophy (bacterial oxidation of CH_4) (Verchot et al. 2000). The CO_2 produced at the soil surface results from (1) metabolic activity of roots and associated mycorrhizae, (2) heterotrophic respiration from microbial communities using recently produced organic material as an energy substrate, and (3) decomposition of older, more recalcitrant carbon compounds (Ryan and Law, 2005). Many studies have revealed that N fertilization in agriculture increases N_2O emissions from soil (Stehfest and Bouwman, 2006) and decreases the uptake of atmospheric CH_4 (Chu et al., 2007; Hütsch et al., 1993). On the other hand soil respiration may or may not be stimulated by N fertilization (Raich and Schlesinger, 1992). In coffee systems often N_2 fixing trees are grown together with the coffee plants, in order to provide shade and a source of N. Increased N_2O emissions have been reported from agroforestry systems with N_2 fixing legumes (Rochette and Janzen, 2005). Although coffee agriculture represents 7.5% of the world's permanent crops (FAO 2005), generally uses large amounts of N fertilizer (up to $350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and N_2 fixing trees in agroforestry systems, very few studies have quantified its contribution to GHGs emissions. The aim of this paper was to investigate GHGs emissions under two types of coffee cultivation (monoculture vs. shaded culture by N_2 fixing leguminous trees) in intensively managed systems under tropical climate. The present study examined seasonal variations of GHGs fluxes and related soil parameters, the variables determining GHGs fluxes, the impact of N fertilization on GHGs emissions and compared the two types of coffee cultivation.

B.2 Materials and methods

B.2.1 Site description

The study area was located at the Research Station of the Coffee Institute of Costa Rica (Icafé), in the Central Valley at San Pedro de Barva, 10 km west of San José, Costa Rica ($10^{\circ}02'N$, $84^{\circ}08'O$; 1180 m above sea level). The mean annual air temperature was about

21°C and the annual precipitation was about 2300 mm with a pronounced dry season from January to April. The soil, typically well structured, deep and permeable derived from the weathering of volcanic ashes; belonged to Andosols [IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB 2006] and was classified as a Dystric Haplustands (Mata and Ramírez, 1999). The slope of the site was about 7%.

B.2.2 Experimental design

Field studies were carried out during one year (6/10/04 - 8/09/05) on two adjacent coffee plantations. One plot was in monoculture (CM) while the other one was shaded by the N₂ fixing leguminous tree *Inga densiflora* (CIn). Both systems were established in June 1997 on an area previously used for coffee cultivation: monoculture in the case of CIn and coffee associated with a few trees of *Eucalyptus* sp. in the case of CM. In the CIn plot, *Coffea arabica* var. Catuai was planted at 2 x 1 m (4722 plants ha⁻¹) and the *Inga* tree species at 6 x 6 m within the coffee rows (278 trees ha⁻¹, height 7 m in 2004), which is a total of 5000 tree + coffee plants ha⁻¹. In the CM plot, coffee was planted at 2 x 1 m (5000 plants ha⁻¹). Both plots were fertilized with an annual average of 250 kg N ha⁻¹, 30 kg P ha⁻¹ (triple super phosphate), 100 kg K ha⁻¹ (KCl) and 80 kg Mg ha⁻¹ (MgO). During this experiment, fertilizer N was applied as NH₄NO₃ at 70 kg N ha⁻¹ on the 29/10/04 and urea (NPKMg: 18-3-10-8) at 90 kg N ha⁻¹ on both the 24/05/05 and the 26/07/05. The granular fertilizer was spread by hand to the base of the coffee trees. Therefore a distinction was made between the fertilized zone (FZ), a 0.26 m² square centred at 0.25 m uphill from the coffee plant and the non fertilized zone (NFZ), the rest of the plot. The FZ and NFZ represented 13% and 87% of the total area, respectively.

B.2.3 Soil properties

In May 2003, soil was sampled, using an Edelman auger, at 10 cm depth intervals in the top 40 cm layer. Samples were collected in the FZ of the CM from five locations 30-40 cm away from the coffee plant. Due to the presence of the trees in the CIn, four soil samples each were collected 2m and 4m away from the shade tree. Samples were transported in cool boxes to the laboratory, air-dried at ambient air temperatures, sieved (2 mm) and analysed for total C and N by dry combustion using an automatic CHN analyser (Thermo Finnigan, Flash EA 1112, Milan, Italy). Soil pH in water was measured using a standard pH electrode (Corning G-P Combowrj, Corning Inc, New York, US) and particle size distribution following the hydrometer (Bouyucos) procedure, after dispersion with 10% sodium hexametaphosphate (Henríquez and Cabalceta, 1999). Cation exchange capacity (CEC) was determined by extraction with 1M ammonium acetate at pH 7.0 (Sumner and Miller,

1996) and particle density (method of kerosene) was determined as described by Henríquez and Cabalceta (1999).

The soil bulk density was measured, using volumetric cylinders in two soil pits dug. In each zone (FZ: 50 cm away from the coffee rows and NFZ: midway between the rows) of each plot, three cylinders (100 cm³) were collected for every 10 cm depths down to 40 cm. Cylinders were weighed and dried at 105°C for 48 hours. The bulk density was determined from the dry weight of the soil per unit volume.

Between the 6/10/04 and the 8/09/05, concomitantly with gaseous flux measurements (see below), soil temperature was measured with a thermometer, in the shade, at a 5 cm depth and soil was sampled in the top 10 cm to analyze its gravimetric moisture and mineral nitrogen content (NH₄⁺, NO₃⁻). In both plots, soil was sampled from 6 random locations in each position (FZ and NFZ). Soil samples were stored in plastic bags at 4°C for 14 hours or were immediately analyzed during the fertilization period of May-July 2005. Gravimetric soil moisture was measured by oven-drying a sub-sample at 105°C for 24 hours. The water-filled pore space (WFPS) was calculated by the formula proposed by Linn and Doran (1984) and the porosity was calculated from the bulk density (γ_d) and the particle density (γ_s) as $1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_s}$

(Table II.5). Both NO₃⁻ and NH₄⁺ were extracted by shaking 10 g soil with 100 ml KCl for 1h. Suspensions were centrifuged for 5 min at 1260 ×g and the supernatants were filtered through Whatman 42 filters. Extracts were stored at 4°C for about 10 days prior to analysis. Both NO₃⁻ and NH₄⁺ analyses were conducted on a continuous flow colorimeter (Alliance® Integral Futura equipment) using the cadmium reduction to nitrite and Griess reagent for NO₃⁻ analysis and the Berthelot reaction for NH₄⁺ analysis, as described by Mulvaney (1996).

Extrapolated soil moisture and WFPS at the plot scale were calculated from the mean values of those measured midway between the coffee rows (NFZ) and in the row at 30-40 cm from the coffee trunk (FZ), in spite of the FZ area being much smaller than that of the NFZ. Indubitably, in the FZ coffees root system should be more developed and absorb more water than in the NFZ; but the zone of larger water absorption is not limited to the FZ and expands to a larger surface surrounding the coffee trees, justifying doing a mean between these contrasted positions in term of water dynamic and use. On the other hand, extrapolated N mineral contents at the plot scale were calculated using the proportion occupied by each zone of the total plot area: $N_{min_{Syst}} = 87\% N_{min_{NFZ}} + 13\% N_{min_{FZ}}$, being $N_{min_{NFZ}}$ and $N_{min_{FZ}}$ the mean values in the NFZ and FZ, respectively.

B.2.4 Soil mineralization rates

The mineralization rates were determined, on seven soil samples from the CM and five from the CIn, by measuring the difference between final and initial ammonium content (analyzed as previously described) of fresh soil incubated under anaerobic conditions at 40°C for 7 days as described in Anderson and Ingram (1993).

B.2.5 Soil gaseous fluxes

The N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes from the soil were measured by the static chamber method. Chambers consisted of a round base made of PVC (0.1 m²), hermetically closed by a lid equipped with a small centre port to allow gas sampling. In both plots and for each position (FZ and NFZ), six chambers were pushed into the soil to a 5 cm depth, two weeks before starting the measurements. In the CIn plot, chambers were installed 2 m from the *Inga* trees. The fertilizer rates applied to the chambers placed in FZ was calculated as the surface ratio between the chamber and FZ multiplied by the rates applied to the FZ.

During the one year experiment, 2 complementary sequences of measurements were performed. The first one consisted of measurements distributed at regular intervals (one month) over the year. The second one was an intensive investigation of the periods following N fertilization, which was suspected to induce larger fluxes. Therefore, in May 2005, measurements were carried out daily from the day before the fertilizer application (23/05) until 7 days after it (31/05) and then 10 (03/06), 13 (06/06) and 21 days (14/06) after fertilization. Again in July 05, fertilizer was applied on the 26/07 and measurements were carried out 3 (29/07), 16 (11/08) and 44 days (08/09) later. Flux measurements were made by closing the chambers for a one hour enclosure period. The increase in N₂O, CO₂ and CH₄ concentrations was previously verified to be linear during the one hour closure period. At the end of the closure period a 60 ml sample was taken by syringe and transferred to four 10 ml pre-evacuated glass vials (Exetainers), two for N₂O and two for CO₂ and CH₄ analyses. In addition eight samples of ambient air were taken, four for N₂O and four for CO₂ and CH₄ analyses just before the chambers were closed. Filled Exetainer vials were sealed with thick wax to avoid leakage during storage and transportation from Costa Rica to Scotland by air. The samples, sent by express mail, were analyzed within one month. The conservation of gas concentrations within a month was periodically tested with sets of standards; some of these remained at the laboratory in Scotland and the rest were sent from Scotland to Costa Rica by air and back. Gas samples were analysed using a Hewlett Packard 5890 chromatograph, fitted with an electron capture detector for N₂O analysis and with a flame ionisation detector and a methanizer for analysis of CH₄ and CO₂. The gases were separated on Poropak Q columns. Concentrations were calculated by comparing peak areas integrated

for standard concentrations of N_2O (0.36, 0.57, 1.08 $\mu l l^{-1}$), CH_4 (1.94, 5.04, 100.9 $\mu l l^{-1}$) and CO_2 (353, 675, 6128 $\mu l l^{-1}$) in N_2 with the peak areas of the samples.

N_2O , CO_2 and CH_4 emissions from the soil were calculated from the product of the volume of air enclosed (25 L) and the difference between N_2O concentration of ambient air and chambers divided by the chamber area and time of enclosure.

Gas emissions (GE) were extrapolated to the plot scale in the same manner as N_{mineral} content, using the proportion occupied by each zone of the total plot area: $GE = 87\% GE_{\text{NFZ}} + 13\% GE_{\text{FZ}}$, being GE_{FZ} and GE_{NFZ} the mean value of the gas in the fertilized and non fertilized zones, respectively.

Annual fluxes of greenhouse gases were estimated by linear integration between the measurement dates. FIE (fertilizer-induced emissions) expresses the anthropogenic N_2O emissions caused by N application and is generally calculated as the emission from a fertilized area minus the emission for a zero-N application from the same area expressed as percentage of the N applied (Stehfest and Bouwman, 2006). The mean fluxes measured in the NFZ in CM and CIn during the dry and wet season period before fertilization were used as the zero-N application value. FIE was estimated using both the annual N_2O emissions and the N_2O emissions during the 62 days following the fertilizations of May and July (from the 24/05 till the 25/07/05 and from the 26/07 till the 26/09/05).

B.2.6 Statistics analysis

Statistical analysis was performed using the software InfoStat (2004), with a probability level of 5% to test the significance of the treatments effects. The distribution of each variable was tested using the test of Shapiro-Wilks with the entire data set for each variable. The statistical analysis used to compare two means were t-test or non parametric test of Mann-Withney, respectively for normally and not normally distributed variables. For multicomparison ANOVA and the non parametric test of Kruskal Wallis were performed, respectively, on normally and not normally distributed variables. Comparisons were made between periods within a coffee system and between coffee systems within given periods. For the variables extrapolated at the plot scale using weights of 0.13 and 0.87, respectively for the FZ and the NFZ, the statistical tests were performed on the weighted data.

Pearson's correlations were used to assess the dependence of N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes on soil parameters and between each other. Correlations were calculated with the entire data set for each variable, within the studied periods of the year.

B.3 Results

B.3.1 Soil properties

The soil was acid and pH tended to be smaller under the CIn plot than under the CM one (Table II.5), although the difference was not significant. While soil pH measurements appeared neither normally nor lognormally distributed, total C and N appeared normally distributed. Like for most Andosols, the total C content was large. It was not statistically different between both plots except for the 20-30 cm layer ($p < 0.05$) with a larger content in the soil under CM than under CIn. Total soil N was similar in both plots and the C:N ratio was smaller ($p < 0.05$) under CIn than under CM with respective means for the 0-10 cm layer of 10.3 ± 0.0 and 11.3 ± 0.0 . Textures, particle density and bulk densities were normally distributed. The C.E.C. and particle densities of both soils were rather similar. The two plots showed some differences in texture: under CM the soil was more clayey, less silty and less sandy in the top 10 cm ($p < 0.05$) than the soil under CIn. The soil bulk densities were larger ($p < 0.05$) in the CM than in the CIn plot at any depth midway between the coffee rows (NFZ) and in the top 10 cm near the base of the coffee plants (FZ).

B.3.2 Rainfall pattern, soil moisture, WFPS and soil temperature

From the 1/10/04 till the 30/09/05, the total annual rainfall was 2886 mm and, according to the rainfall pattern (Figure II.8(a)), the dry season began on the 4/11/04 and ended on the 27/03/05. After the fertilizations of the 29/10/04, 24/05/05 and 26/07/05, the first large rainfalls occurred, respectively, 3 (82 mm), 12 (103 mm) and 15 days (90 mm) after the dates of fertilizer application (Figure II.9(a) and II.10(a)).

Respective to the climate and fertilization events (Table II.6) we have divided the experimental measurements into four periods: measurements made (1) during the dry season (4/11/04 - 27/03/05) (Figure II.9), (2) during a wet season before fertilization (01-28/10/05 and 28/03/05 - 23/05/05) (Figure II.9), (3) during the wet season following the May fertilization (24/05/05 - 25/07/05, named post fertilization period of May-July) (Figure II.10) and (4) during the wet season following the July fertilization (26/07 - 26/09/05, named post fertilization period of July-September) (Figure II.10).

Gravimetric soil moisture was normally distributed while WFPS was not. Soil WFPS in the FZ (near the coffee plant) were significantly smaller than in the NFZ (midway between the rows) under each system and for each period, except under the CM during the dry season (Figure II.8(a) and II.9(a)). During the dry season, soil moisture as well as WFPS exhibited significant smaller average values than during the wet season, for both coffee plots (Table II.6). The smallest soil moisture (0.25 ± 0.01 and 0.35 ± 0.00 v/v, respectively in the CM and CIn plots) and WFPS values (0.42 ± 0.02 and 0.49 ± 0.02 v/v, respectively in the CM and CIn plots).

were observed in February (Figure II.8(a) and II.9(a)) when the climate was the driest. The large rainfall event on the 10/08/05 increased the soil WFPS between the 29/07 and the 11/08 (Figure II.10(a)).

Comparing coffee plantations, mean gravimetric soil moisture of the top soil was larger in the CIn than in the CM plot (Table II.6). By contrast, as a result of a larger bulk density in the CM than in the CIn plot (Table II.5), mean WFPS of the top soil was larger in the CM than in the CIn plot (Table II.6).

Soil temperatures did not vary much during the year (Figure II.8(b)), as to be expected for a wet tropical climate. The distribution of soil temperatures was not normal. Overall soil temperatures were significantly smaller during the dry season than during the wet season in both coffee plots (Table II.6). The smallest soil temperatures were observed in January (Figure II.8(b)) with values of 18.1 ± 0.1 °C and 17.9 ± 0.1 °C for CM and CIn respectively. During the dry season and part of the rainy season (until June), soil temperatures were statistically smaller in the shaded system CIn than in the monoculture CM (Table II.6). Negative correlations between soil temperature and gravimetric soil moisture were observed during the dry season and during the wet season after the May fertilization (Table II.7).

Table II.5: Properties of the soils of the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica. FZ: Fertilized Zone. NFZ: Non Fertilized Zone. Mean (standard error)

		CM		CIn	
pH					
	0-10	4.92 ^a (0.24)		4.67 ^a (0.06)	
	10-20	5.45 ^a (0.22)		5.18 ^a (0.11)	
	20-30	5.53 ^a (0.11)		5.44 ^a (0.07)	
	30-40	5.65 ^a (0.11)		5.53 ^a (0.03)	
Total C	%				
	0-10	3.60 ^a (0.14)		3.70 ^a (0.16)	
	10-20	3.18 ^a (0.11)		2.87 ^a (0.13)	
	20-30	2.88 ^b (0.10)		2.50 ^a (0.11)	
	30-40	2.50 ^a (0.16)		2.33 ^a (0.16)	
Total N	%				
	0-10	0.32 ^a (0.01)		0.36 ^a (0.01)	
	10-20	0.28 ^a (0.01)		0.28 ^a (0.01)	
	20-30	0.26 ^a (0.01)		0.24 ^a (0.01)	
	30-40	0.22 ^a (0.02)		0.23 ^a (0.01)	
C.E.C. ^a	cmol kg ⁻¹				
	0-15	42.47		44.12	
Sand/Silt/Clay	%				
	0-10	37.3 ^a /35 ^a /27.8 ^b (0.9/0.9/0.9)		40.6 ^b /37.1 ^b /22.3 ^a (0.7/0.4/0.7)	
	10-20	35 ^a /34.7 ^a /30.3 ^b (0.8/0.8/0.9)		37.4 ^a /38.6 ^b /24.1 ^a (1.3/0.8/0.9)	
	20-30	35.3 ^a /34.4 ^a /30.3 ^b (0.6/0.9/0.9)		35.1 ^a /39.7 ^b /25.2 ^a (0.9/0.8/0.7)	
	30-40	38.5 ^a /31.9 ^a /29.6 ^b (0.7/0.8/1.3)		37.4 ^a /40.2 ^b /22.5 ^a (0.8/1.1/1.0)	
Particle density	g cm ⁻³				
	0-10	2.53 ^a (0.00)		2.53 ^a (0.01)	
	10-20	2.55 ^a (0.01)		2.56 ^a (0.00)	
	20-30	2.58 ^a (0.02)		2.58 ^a (0.01)	
	30-40	2.58 ^a (0.01)		2.59 ^a (0.02)	
Bulk density	g cm ⁻³	FZ	NFZ	FZ	NFZ
	0-10	0.98 ^b (0.02)	1.04 ^b (0.02)	0.86 ^a (0.01)	0.93 ^a (0.02)
	10-20	0.98 ^a (0.03)	1.02 ^b (0.02)	0.92 ^a (0.03)	0.91 ^a (0.02)
	20-30	0.91 ^a (0.02)	0.95 ^b (0.01)	0.92 ^a (0.01)	0.89 ^a (0.02)
	30-40	0.88 ^a (0.01)	0.93 ^b (0.01)	0.90 ^a (0.00)	0.89 ^a (0.01)

^a Cation Exchange Capacity

Means for the two coffee systems followed by different letters (α , β) are significantly different from each other ($p < 0.05$).

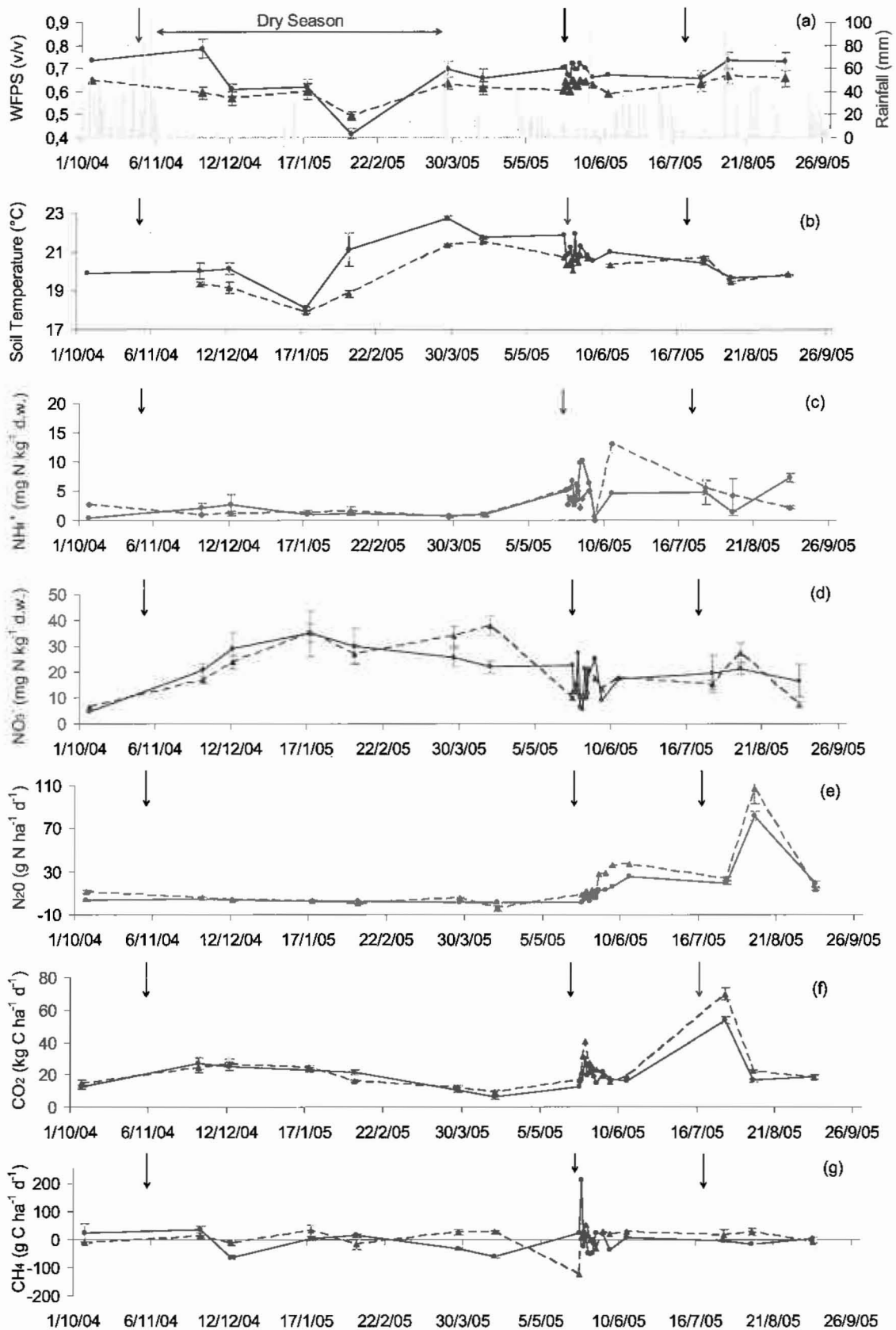


Figure II.8: Rainfall (grey bars) and extrapolated values to the plot scale of soil WFPS (a), temperature (b), NH_4^+ (c) and NO_3^- (d) content, N_2O (e), CO_2 (f) and CH_4 (g) fluxes in the coffee monoculture (CM, round symbol and continue line) and the shaded coffee plantation (CIn, triangle symbol and discontinue line) in the Central Valley of Costa Rica. The arrows indicate the fertilization events. Error bars are standard errors; they are not drawn from the 23/05 till the 14/06 for a better visibility

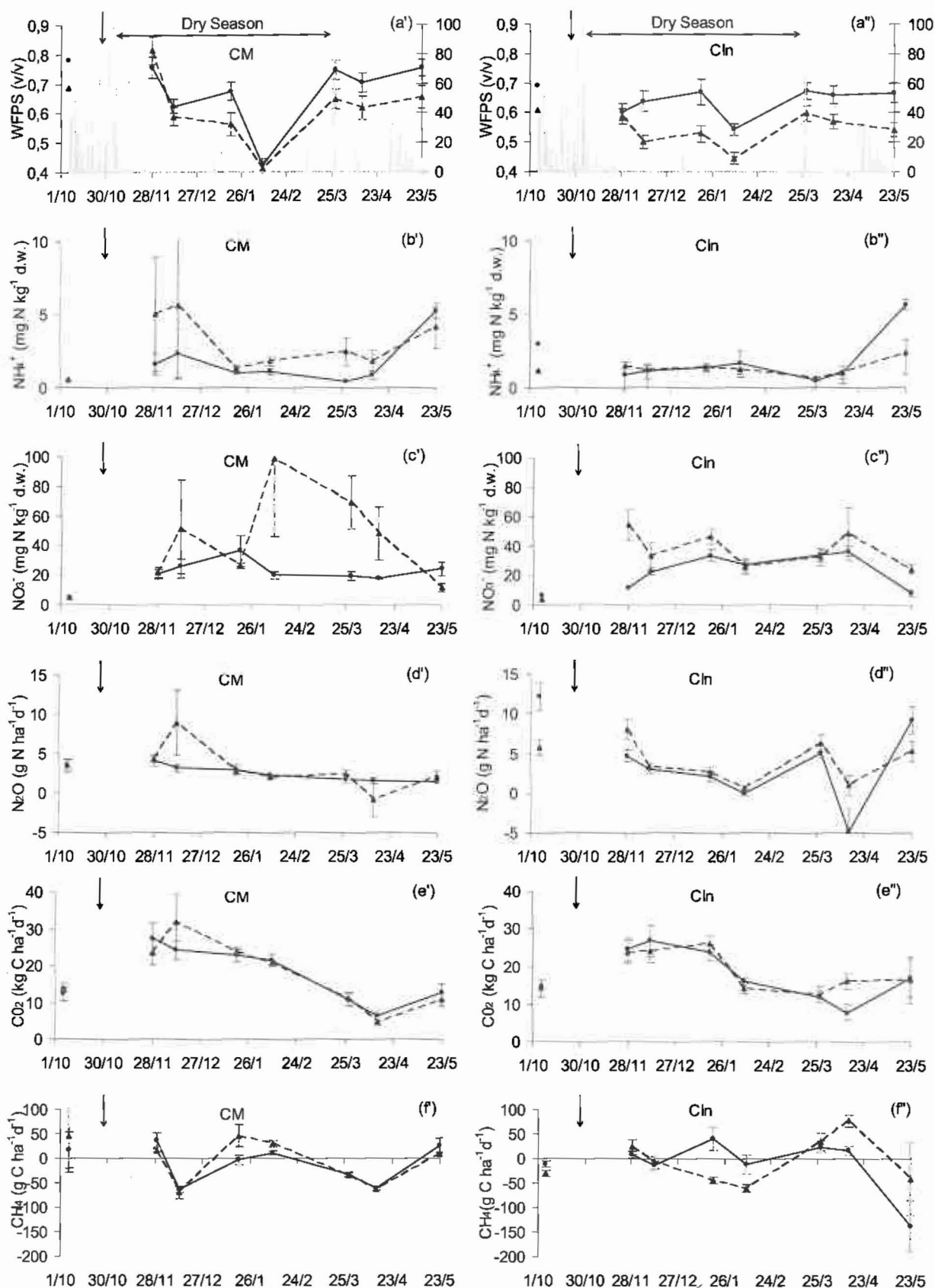


Figure II.9: Rainfall (grey bars) and soil WFPS (a), NH_4^+ (b) and NO_3^- (c) content, N_2O (d), CO_2 (e) and CH_4 (f) fluxes in the coffee monoculture (CM, left graphs (')) and the shaded coffee plantation (Cln, right graphs ('')) during the dry and the wet season before fertilization. Two zones of the soil were studied, a fertilized zone (FZ, discontinue line) and a non fertilized zone (NFZ, continue line). The arrows indicate the fertilization events. Error bars are standard errors

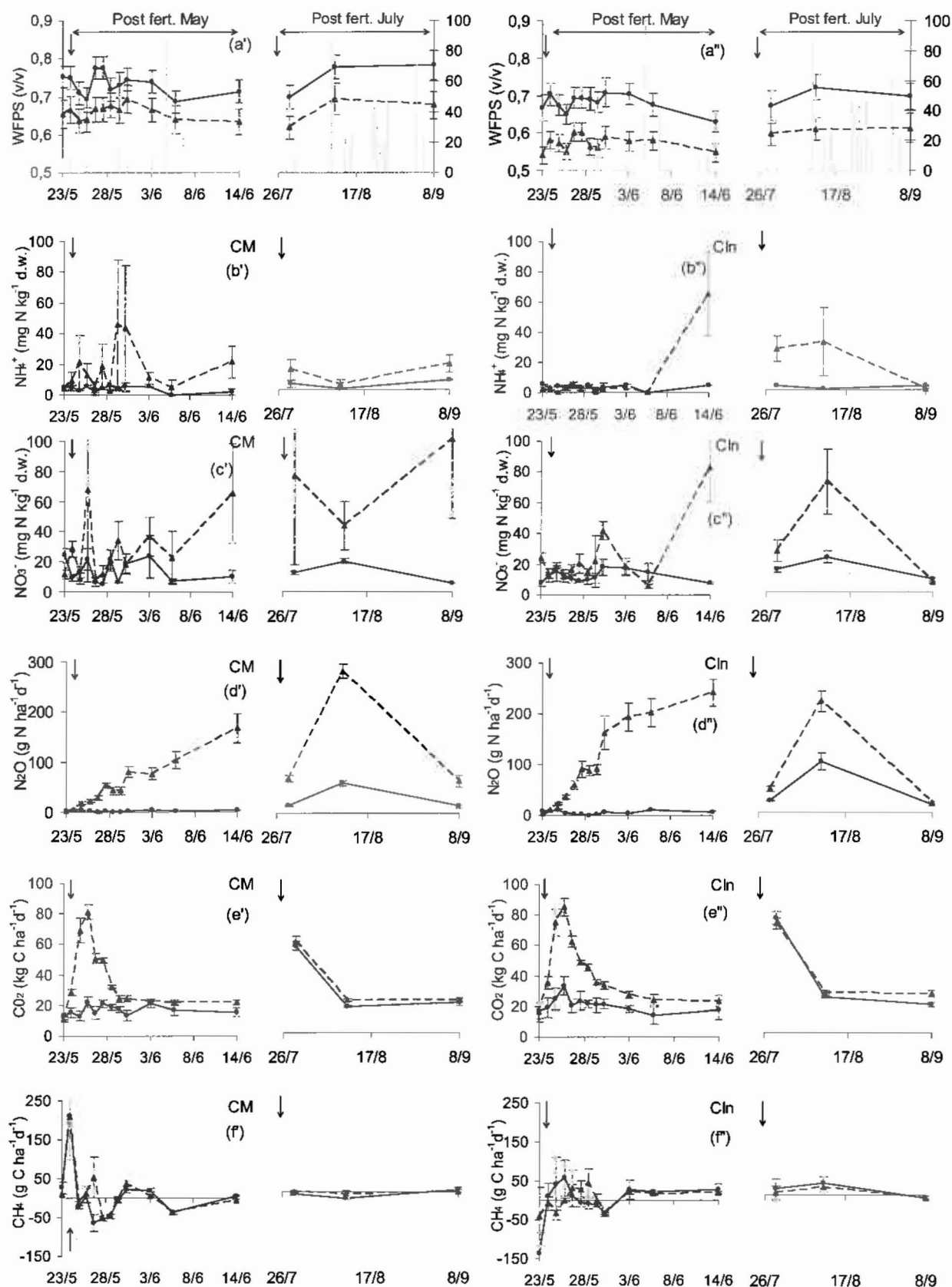


Figure II.10: Rainfall (grey bars) and soil WFPS (a), NH_4^+ (b) and NO_3^- (c) content, N_2O (d), CO_2 (e) and CH_4 (f) fluxes in the coffee monoculture (CM, left graphs (')) and the shaded coffee plantation (CIn, right graphs ('')) during the post fertilization periods of May-July and July-September 2005. Two zones of the soil were studied, a fertilized zone (FZ, discontinue line) and a non fertilized zone (NFZ, continue line). The arrows indicate the fertilization events. Error bars are standard errors

Table II.6: Means (SE) of soil gravimetric moisture content (m_G), WFPS, temperature, NH_4^+ and NO_3^- concentration, N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn), during the dry season (DS, 4/11/04-27/03/05) and the wet season (WS). The wet season is divided into three periods: the pre-fertilization period (1-28/10/04 and 28/03/05-23/05/05), the post fertilization period of May-July (24/05/05-25/07/05) and the post fertilization period of July-September (26/07-26/09/05)

		CM				CIn			
		DS	WS			DS	WS		
			Pre Fert	Post Fert May	Post Fert July		Pre Fert	Post Fert May	Post Fert July
m_G	%	36.1 (1.7) ^{aα}	41.0 (0.5) ^{bα}	41.2 (0.2) ^{bα}	42.1 (0.7) ^{bα}	40.6 (0.9) ^{aβ}	44.8 (0.5) ^{bβ}	45.0 (0.2) ^{bβ}	47.1 (0.6) ^{cβ}
WFPS	%	60.6 (2.9) ^{aα}	69.1 (0.8) ^{bβ}	69.4 (0.4) ^{bβ}	70.9 (1.1) ^{bβ}	56.4 (1.2) ^{aα}	62.2 (0.6) ^{bα}	62.6 (0.3) ^{bα}	65.4 (0.9) ^{bα}
T	°C	19.9 (0.3) ^{aβ}	22.1 (0.2) ^{cβ}	20.9 (0.1) ^{bβ}	20.0 (0.1) ^{aα}	18.7 (0.2) ^{aα}	21.2 (0.1) ^{dα}	20.5 (0.0) ^{cα}	20.0 (0.1) ^{bα}
NH_4^+	mg N kg ⁻¹	1.8 (0.4) ^{aα}	2.1 (0.6) ^{aα}	5.7 (0.9) ^{bα}	4.2 (1.0) ^{bα}	1.3 (0.3) ^{aα}	2.3 (0.7) ^{aα}	4.1 (0.6) ^{aα}	4.0 (1.1) ^{aα}
NO_3^-	mg N kg ⁻¹	29.3 (3.7) ^{bα}	21.6 (2.4) ^{abα}	15.4 (1.8) ^{aα}	19.9 (3.5) ^{abα}	27.9 (2.4) ^{bα}	25.2 (4.2) ^{abα}	14.2 (1.1) ^{aα}	16.7 (2.5) ^{abα}
N_2O	g N ha ⁻¹ d ⁻¹	3.4 (0.3) ^{bβ}	2.1 (0.3) ^{aα}	9.4 (0.7) ^{cα}	40.1 (3.9) ^{dα}	2.5 (0.3) ^{aα}	5.2 (1.2) ^{bβ}	17.9 (1.1) ^{cβ}	48.4 (7.1) ^{dα}
CO_2	kg C ha ⁻¹ d ⁻¹	23.9 (1.1) ^{bα}	9.8 (0.8) ^{aα}	20.0 (0.9) ^{bα}	29.8 (2.7) ^{bα}	22.5 (1.2) ^{bα}	11.8 (1.1) ^{aα}	24.7 (1.4) ^{bcα}	36.8 (3.8) ^{cα}
CH_4	g C ha ⁻¹ d ⁻¹	-2.0 (6.5) ^{bα}	-24.7 (7.4) ^{aα}	4.7 (11.6) ^{bα}	-6.6 (2.0) ^{bα}	1.6 (7.3) ^{aα}	-0.2 (11.0) ^{aβ}	11.5 (8.0) ^{aα}	11.7 (8.5) ^{aβ}

Means during the different periods within a coffee culture, followed by different letters (a, b, c, d) are significantly different from each other ($p < 0.05$)

Means for the two coffee systems within a period, followed by different letters (α, β) are significantly different from each other ($p < 0.05$)

Table II.7: Significant correlations between soil gravimetric moisture content (mG), WFPS, temperature, ammonium and nitrate content, N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn), during the dry season (DS, 4/11/04-27/03/05) and the wet season periods (WS) pre-fertilization (PreF, 1/10/04-03/11/05 and 28/03/05-23/05/05), post fertilization in May-July (PostF May, 24/05/05-25/07/05) and post fertilization in July-September (PostF July, 26/07-26/09/05)

DS		WS PreF		WS PostF May		WS PostF July	
Var	Coef.	Var	Coef.	Var	Coef.	Var	Coef.
correlated		correlated		correlated		correlated	
m _G T	-0.4 *	NO ₃ ⁻ WFPS	-0.4 *	m _G T	-0.3 *	NH ₄ ⁺ WFPS	-0.4 *
N ₂ O m _G	0.4 *	CO ₂ WFPS	-0.4 *	NO ₃ ⁻ WFPS	-0.2 *	NO ₃ ⁻ NH ₄ ⁺	0.5 *
N ₂ O WFPS	0.3 *	CH ₄ CO ₂	0.4 ***	NO ₃ ⁻ NH ₄ ⁺	0.4 ***	N ₂ O T	-0.6 ***
CO ₂ N ₂ O	0.5 ***			N ₂ O WFPS	-0.6 ***	CO ₂ T	0.8 ***
CH ₄ CO ₂	0.2 *			N ₂ O NO ₃ ⁻	0.3 **	CO ₂ m _G	-0.4 *
				CO ₂ WFPS	-0.5 ***	CO ₂ WFPS	-0.4 *
						CO ₂ N ₂ O	-0.2 **

Coef. indicates the Pearson correlation coefficient value

* = p < 0.05, ** p = < 0.01 and *** p < 0.001

B.3.3 Soil N mineralization rates

Soil N mineralization rates, measured in laboratory, were a bit less than twice larger for the CIn (3.7 ± 0.2 mg N kg⁻¹ d.w. d⁻¹) than for the CM (2.2 ± 0.2 mg N kg⁻¹ d.w. d⁻¹).

B.3.4 Soil mineral N content

Neither soil NH₄⁺ and NO₃⁻ contents nor their In transformations were normally distributed. Means were generally flanked with high standard errors due to large spatial variability of soil mineral nitrogen distribution at the field scale.

Before the May fertilization, soil NH₄⁺ contents were very low, < 6 mg N kg⁻¹d.w. for all treatments (Figures II.8 and II.9(b)). Both fertilizations of May and July increased the soil NH₄⁺ contents in the FZ of both plots: a rapid but transient increase occurred after the May fertilization in CM while a deferred but larger increase occurred in CIn (Figure II.10(b)). Nevertheless since the FZ represented only 13 % of the total area, we estimated only a small increase of soil NH₄⁺ content at the plot scale after fertilization (Table II.6 and Figure II.8). Throughout the year soil NO₃⁻ contents were large in both systems (Figure II.8), with generally larger values during the dry season than during the wet season including the fertilization events (Table II.6). During the dry season, some very high soil NO₃⁻ contents were observed in the FZ in CM while in CIn differences between FZ and NFZ were not very important (Figure II.9(c)). The only significant difference was observed on the 29/11 probably

as a result of the October fertilization. In both, CM and CIn, changes in NH_4^+ and NO_3^- concentrations correlated significantly during the wet season post fertilization periods (Figure II.10(b), (c) and Table II.7). During the wet season, soil NH_4^+ and NO_3^- contents were negatively correlated to soil WFPS (Table II.7).

B.3.5 Soil greenhouse gases emissions

Neither soil N_2O fluxes nor their In transformation were normally distributed. Before the May fertilization soil N_2O emissions of both plots were low ($< 11 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) and presented the same dynamics in the FZ and NFZ in both systems (Figure II.9(d)). During the dry season, N_2O fluxes were positively correlated with gravimetric soil moisture content and WFPS (Table II.7). N_2O fluxes clearly increased after fertilizer applications during the wet season (Table II.6), especially in the FZ (Figure II.10(d)). During the post fertilization period of May-July, N_2O fluxes in the FZ increased to maxima of 167.4 ± 29.3 and $241.5 \pm 27.0 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, 21 days (14/06) after fertilizer application in CM and CIn, respectively (Figure II.10(d)). This maximum flux occurred when soil NO_3^- and NH_4^+ concentrations were large when the WFPS was slightly reduced (Figure II.10). Indeed, N_2O fluxes were positively correlated to soil NO_3^- contents and negatively correlated to soil WFPS after the May fertilization (Table II.7). After the July fertilization, N_2O fluxes increased to similar respective values of 261.1 ± 12.6 and $202.9 \pm 18.7 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, in the FZ of the CM and the CIn plots, respectively (Figure II.10(d)). This increase coincided with an increase in WFPS in both plots after the first large rainfall (10/08) following fertilization (Figure II.10(a)). In the FZ of the CIn plot, these N_2O emissions also corresponded to large N mineral content in the soil (Figure II.10(b", c")). This rainfall also increased N_2O emissions in the NFZ of both plots and N_2O emissions, on the 11/08/05, in CM and CIn were 54.8 ± 4.7 and $93 \pm 15.3 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectively. On the 08/09, 44 days after the fertilizer application N_2O fluxes were still larger than during the wet season period previous to fertilization, with values of 59.3 ± 10.8 and $17.9 \pm 1.2 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ in the FZ; 13.0 ± 2.4 and $13.5 \pm 1.7 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ in the NFZ of the CM and the CIn, respectively.

While during the dry season N_2O fluxes were significantly larger in CM than in CIn, during the wet season before fertilization, the contrary was observed (Table II.6). The mean fluxes measured in the NFZ in CM and CIn (2.7 and $3.9 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectively under CM and CIn) during the dry and wet season period before fertilization, used as the zero-N application value in the calculation of the fertilizer induced emissions, were 1.4 larger in CIn than in CM. N_2O emissions were larger in CIn than in CM after the May fertilization and, in both plots, were more influenced by the July fertilization than by the one of May (Figure II.10(e) and Table II.6), mainly because in July emissions from the NFZ were large. Annual N_2O fluxes were calculated to be 1.3 larger from the CIn than from the CM plot (Table II.8). The fertilizer

induced emission, calculated from annual N₂O emissions, accounted for 1.3% and 1.8 % of the applied N, in the CM and the CIn, respectively. In the post fertilization periods fertilizer induced emissions accounted for 1.2% and 2.6%; 1.7% and 2.9% after the fertilizations of May and July, in the CM and the CIn, respectively.

Neither soil CO₂ fluxes nor their In transformations were normally distributed. Before the fertilizations soil respiration rates of both systems were the same in the FZ and NFZ (Figure II.9(e)). In both systems, soil respiration stayed constant and large during the dry season, but decreased by about two fold during the wet season before fertilization (Figure II.8(f) and II.9(e)) (Table II.6). Soil respiration was positively correlated to N₂O fluxes during the dry season, but negatively correlated to soil WFPS during the wet season (Table II.7). Two days after urea application in May, soil respiration in the FZ increased to maxima of 81.0 ± 4.6 and 87.5 ± 7.1 kg C ha⁻¹d⁻¹, respectively in CM and CIn (Figure II.10(e)). Then, soil respiration decreased back to values a little larger than those before fertilization. Even in the NFZ of the CIn, soil respiration rates increased to 33.7 ± 6.0 kg C ha⁻¹d⁻¹ two days after urea application (Figure II.10(e'')). Three days after the July fertilization (29/07), soil respiration was large with values of 55.7 ± 3.0 and 53.1 ± 2.6 kg C ha⁻¹d⁻¹, respectively in the FZ and NFZ, of CM; of 66.9 ± 3.5 and 70.3 ± 4.2 kg C ha⁻¹d⁻¹, respectively in the FZ and NFZ, of CIn. After the July fertilization, soil respiration was negatively correlated to N₂O fluxes (Table II.7) and CO₂ fluxes were low when N₂O emissions peaked (Figure II.10). In both coffee systems, average soil respirations during the two post fertilization periods were larger than during the wet season before fertilization (Table II.6). Annual soil respirations from both plots were similar (Table II.8).

Methane fluxes were very variable in space and time throughout the measuring period. Neither CH₄ fluxes nor their In transformations were normally distributed. However, CH₄ uptake in CM was statistically larger during the wet season before fertilization than the dry season (Table II.6). In CIn small emissions occurred during the dry season while CH₄ was slightly oxidised during the wet season before fertilization but the difference between both periods was not significant (Table II.6). In CIn large uptake rates of -41.6 ± 74.1 and -136.9 ± 52.2 g C ha⁻¹d⁻¹ were measured on the 23/05/05, in the FZ and the NFZ, respectively (Figure II.9(f')). During the dry season and the pre-fertilization period of the wet season CH₄ fluxes were positively correlated with soil respiration (Table II.7). On the day of urea application in May, large CH₄ emissions of 207.4 ± 88.9 and 209.7 ± 112.9 g C ha⁻¹d⁻¹ were measured in the CM plot, in the FZ and the NFZ, respectively (Figure II.10(f)). Such high emissions were not measured in the CIn. For both systems, average soil CH₄ fluxes during the post fertilization period of May-July were emissions (Table II.6). During the post fertilization period of July-September, CH₄ was oxidised in the CM plot, but emitted in the CIn

plot (Table II.6 and Figure II.10(f)). In CM, larger CH₄ uptakes were measured during the wet season before fertilization than during the two post fertilization periods (Table II.6). Average CH₄ uptakes in CIn were smaller than in CM during the wet season before fertilization (Table II.6). Nevertheless, due to very large standard errors, differences in annual CH₄ fluxes between the two coffee plots were not significant (Table II.8).

Table II.8: Annual budget and (standard error) of soil greenhouse gases fluxes under the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn), in the Central Valley of Costa Rica

		CM	CIn
N ₂ O	kg N ha ⁻¹ y ⁻¹	4.3 (0.3)	5.8 (0.5)
CO ₂	t C ha ⁻¹ y ⁻¹	7.5 (2.3)	8.4 (2.6)
CH ₄	kg C ha ⁻¹ y ⁻¹	-2.2 (2.3)	0.9 (2.9)

B.4 Discussion

B.4.1 Climate impact on soil properties and GHGs fluxes

The total annual rainfall, of almost 2900 mm, between the 01/10/04 and the 30/09/05 was larger than the 25 year annual average of 2300 mm, for Cicafé (Mata and Ramírez, 1999). During this year, also, the dry season started and ended one month earlier than expected.

The smaller WFPS in the FZ compared to the NFZ, in both plots, showed a larger water absorption close to the coffee plants where roots are denser than midway between the coffee lines (NFZ). It could also have resulted from rainfall interception by coffee trees.

Most of the measured soil environmental properties varied seasonally: gravimetric soil moistures, WFPS and soil temperatures decreased during the dry season while soil NO₃⁻ contents tended to be larger during the dry than during the wet season even after fertilization. During the dry season, the mineralization-nitrification processes still produced NO₃⁻, which was neither drained because of too little rainfall, neither absorbed by plants because of a slow down of their functioning as a result of low photosynthetic rates at low air humidity. Consequently NO₃⁻ accumulated in the soil, as already observed by Reynolds-Vargas et al. (1994) in a former study in fertilized coffee plantations on the same experimental station. Laboratory incubations demonstrated that the microfauna of this soil mineralized N at relatively large rates (2.8 mg N kg⁻¹d.w.d⁻¹) (Reynolds-Vargas et al., 1994), and were comparable to the one we measured in the laboratory for the CM (2.2 mg N kg⁻¹d.w.d⁻¹). Despite the large rate of mineralization, NH₄⁺ did not accumulate in the soil during the dry season, probably because NH₄⁺ quickly nitrified to NO₃⁻ as shown by Babbar and Zak (1994) on nearby soils. Inorganic N pools in both plantations were dominated by NO₃⁻.

N₂O fluxes varied much more with fertilizer application than with the season (Figure II.10(e)). During the dry season, they were positively correlated with the WFPS as also observed by

Palm et al. (2002) and Keller and Reiners (1994) for tropical soils. Laboratory experiments on the same soil showed that nitrification was the main source of N_2O . At a 58% WFPS (WFPS close to the ones measured during the dry season), N_2O production was small and even at 87% WFPS was produced by nitrification (Hergoualc'h et al., 2007).

Soil respiration increased during the dry season compared to the wet season before fertilization. This result is atypical. Most studies on tropical soils (for example Cattânio et al., 2002; Davidson et al., 2000; Ishizuka et al., 2002; Verchot et al., 2000) report on the contrary, a decrease of soil respiration during the dry season, caused by reduced rates of root respiration or soil microbial respiration or both. One study, on Australian tropical forest soils (Kiese and Butterbach-Bahl, 2002), however, also reported larger soil respiration rates during the dry than during the wet season. In the coffee plantations, the beginning of the dry season coincided with a large litterfall. This litter was a source of easily decomposable carbon for microbial respiration. The methane flux is primarily controlled by the soil moisture status and many studies on tropical soils have reported an increase of CH_4 oxidation and a decrease of CH_4 emission during the dry season (for example Keller and Reiners, 1994; Steudler et al., 1996; Mosier and Delgado, 1997). The opposite, however, is observed in the two coffee plantations. During the dry season CH_4 oxidation decreased and CH_4 emission increased. Our results suggest that the balance between the two offsetting mechanisms of methanogenesis and methanotrophy is not simply governed by soil moisture. Increased soil respiration rates, in conjunction with litterfall at the beginning of the dry season would contribute to increased C availability for methanogenesis and formation of anaerobic microsites. A positive correlation between CH_4 and CO_2 fluxes was also observed by Verchot et al. (2000) from forest and pasture soils in the Amazon.

The negative relation between soil respiration and WFPS during the wet season confirms that soil respiration, as an aerobic process, is limited when O_2 availability decreases. Negative correlations between soil respiration and WFPS were also observed, on tropical soils, by Kiese and Butterbach-Bahl (2002) and Davidson et al. (2000).

B.4.2 Fertilization consequences on GHGs emissions and determinism of GHGs fluxes

After the May and July fertilizations, N_2O peaked, in both coffee plantations, respectively 21 and 16 days after urea application, 9 and 1 day after the first large rainfalls following fertilizations. Maximum N_2O emissions after fertilization occurred later than those observed by different authors. In the coffee monoculture and coffee plantation shaded by *Eucalyptus deglupta*, on an Acrisol (Ultisol) in Southern Costa Rica, N_2O emissions peaked 1 and 2 days after NH_4NO_3 fertilization (Harmand et al., 2007). In the coffee plantation shaded by the N_2 fixing legume tree *Erythrina poeppigiana* and the coffee monoculture, on, respectively, an

Inceptisol and an Andosol in Central Costa Rica, peak emissions were measured 3 and 15 days after fertilization (Montenegro and Abarca, 2001). The N₂O peaks intensity of 37 and 25.1 g N ha⁻¹ d⁻¹ in CIn and CM after the May fertilization (Figure II.8(e)) compared well with the ones of 36 and 21.8 g N ha⁻¹ d⁻¹ measured by Montenegro and Abarca (2001) in the shaded and the unshaded coffee plantations, fertilized respectively with 83 and 87 kg N ha⁻¹. Peak N₂O emissions coincided with an increase in WFPS after the July fertilization and with increases in mineral N contents, especially in CIn. Many studies on tropical soils also found a positive correlation between N₂O fluxes and soil NH₄⁺ and NO₃⁻ contents (Montenegro and Abarca, 2001; Palm et al., 2002; Veldkamp et al., 1998).

The percentages of fertilizer-induced N₂O emissions were larger than the fertilizer induced emissions of 1% proposed by the IPCC guidelines (IPCC, 2006) or the mean global fertilizer induced emissions of 0.91% in cropland (excluding legumes) and grassland calculated by Stehfest and Bouwman (2006). The fertilizer induced emissions after the July fertilization were close to the 2.9% calculated from mean monthly N₂O measurements in a banana plantation on an Andosol in Costa Rica by Veldkamp and Keller (1997). These authors found that event-based sampling resulted in larger estimates of fertilizer induced emissions than monthly measurements, whereas in our study fertilizer induced emissions calculated on the basis of the emissions during the post-fertilization periods were not always larger than fertilizer induced emissions calculated from annual emissions.

While N₂O fluxes remained elevated for at least 44 days after the July fertilization, several studies in Costa Rica (Harmand et al., 2007; Montenegro and Abarca, 2001; Veldkamp and Keller, 1997) indicate that the fertilizer only lasted for around 3 weeks.

The annual N₂O budget of CM was similar to the one of around 4.5 kg N₂O-N ha⁻¹y⁻¹ measured by Verchot et al. (2006) from a 10 years old coffee monoculture on an Andosol in Indonesia and was not far from Bouwman et al. (2002) estimate of 3 kg N₂O-N ha⁻¹y⁻¹ for upland croplands fertilized with 250 kg urea-N ha⁻¹y⁻¹. The annual N₂O budget of CIn was similar to the one of 6.1 kg N ha⁻¹y⁻¹ measured by Veldkamp and Keller (1997) in a banana plantation in Costa Rica fertilized with 360 kg N ha⁻¹y⁻¹ but smaller than the one of 15.5 kg N ha⁻¹y⁻¹, measured by Verchot et al. (2006), in a 18 years old multistrata coffee garden with significant overstory of N₂ fixing trees in Sumatra, Indonesia.

Fertilizations stimulated soil respiration rates in both systems as also observed by Montenegro and Abarca (2001) in the unshaded and shaded coffee plantations, in Central Costa Rica. The increase of soil CO₂ fluxes is probably caused by an increase in the general microbial activity and thereby also soil respiration following N addition, as suggested by Montenegro and Abarca (2001). Annual fluxes were slightly smaller than those of 10 and 15 t C ha⁻¹ y⁻¹ measured by Davidson et al. (2000) in a degraded and an active pasture, respectively, in Brazil.

The large CH₄ emissions on the day of the May fertilization in the CM plot and the larger CH₄ emissions and lower uptakes, in both systems, during the post fertilization periods, compared to the wet season before fertilization could have resulted from an inhibition of CH₄ oxidation due to fertilization. It has been demonstrated (Knowles, 1993) that methanotrophs can oxidize the NH₃ formed consequently to a fertilization, resulting in an inhibition of CH₄ oxidation. Mosier and Delgado (1997) also found that fertilizer addition (300 kg N ha⁻¹y⁻¹) significantly decreased CH₄ uptake in an Oxisol used as grassland in Puerto Rico. CH₄ annual uptakes were similar to those of -2.1 kg C ha⁻¹y⁻¹ measured by Palm et al. (2002) in a non fertilized multistrata coffee agroforestry plantation in Peru.

B.4.3 Comparison of coffee plots

The soils of the two coffee plantations had different texture, bulk density and C:N ratio, due to inherent spatial variability of soil physical properties of the site but also due to previous and current management practices. The smaller bulk density in the CIn plot than in the CM one can be explained by several factors. The presence of trees in the CIn plantation produced a more developed root system, as measured by Crouzet (2004) in the same plots. Furthermore, before establishing the CM plot, the trees were removed mechanically what could have contributed to higher soil compaction. The smaller soil C:N ratio in CIn than in CM can be partly explained by a larger litterfall with larger N content in the CIn than in the CM. From October 03 till September 04, litterfall was 7.5 and 11.9 t dry matter ha⁻¹y⁻¹, respectively in CM and CIn, accounting for 153 and 246 kg N ha⁻¹y⁻¹ (unpublished data, CASCA project). Throughout this study period the soil moisture contents in the top 10 cm were smaller in the CM compared to the CIn plantation, but WFPS and temperature were larger in the CM plantation. In the CIn plot shade provided by the trees canopy, protected the soil from direct solar radiation and thus maintained larger moisture of the top soil and smaller soil temperature than in the CM. The difference of WFPS between the two systems was caused by differences in bulk density.

During the post fertilization periods the patterns of soil mineral N contents were different between both systems. After the May fertilization, whereas in the CM plantation, urea hydrolyzed progressively but not spatially uniformly (large standard errors of the mineral N contents) as a combined result of fertilizer spreading heterogeneity and small rainfall rate; in the CIn this process seemed to have been delayed, possibly because of a greater rainfall interception by the tree canopy. In the week 24-31 May 05, the CIn intercepted 18% of the 47 mm of cumulative rainfall, but the CM plantation only intercepted 9% (Siles, 2007). The different patterns of soil nitrogen dynamics between the two plots probably were also related to their different soil mineralization rates. The soil N mineralization rates of the CIn system was almost twice as large compared to the CM system. However no differences in mean soil

mineral N content during the post fertilization periods were measured between the two systems, as nitrate could be leached or absorbed by coffee plants during the rainy season (Table II.6).

While during the dry season both coffee systems showed similar patterns of N₂O emissions (Figure II.8(e)), during the wet season pre-fertilization and during the post fertilization period of May-July mean N₂O emissions were twice as large in CIn than in CM, resulting in a 1.3 fold larger annual N₂O emission in CIn. Montenegro and Abarca (2001) measured annual N₂O emissions 1.6 larger in the coffee plantation shaded by N₂ fixing trees than in the coffee monoculture.

These differences in N₂O emissions were a result of different patterns of soil mineral N contents combined with small changes in soil physical properties and the presence of the N₂ fixing trees. According to Rochette and Janzen (2005), there is little doubt that legumes can increase N₂O emissions and measurements indicate that much of this increase in N emissions may be attributable to the N release from root exudates and from decomposition of plant residues; rather than from biological N fixation *per se*. This hypothesis is consistent with the smaller soil C:N ratio and larger mineralization rates in the CIn compared to the CM system. Thus, even during the fertilization periods when the *Inga densiflora* probably did not fix atmospheric N₂, larger N₂O emissions can be explained by the factors mentioned by Rochette and Janzen (2005).

The contribution of the N₂ fixing legume tree *Inga densiflora* to N₂O emissions could also be assessed using mean N₂O emissions measured in the NFZ during the dry season and wet season before fertilization. These mean emissions were 1.4 larger in the CIn than in the CM system; ratio consistent with the one of 1.3 between the annual N₂O budgets.

B.5 Conclusions

Nitrogen fertilization stimulated N₂O emissions for up to 44 days in a coffee monoculture and a coffee plantation shaded by the N₂ fixing *Inga densiflora* species. The fertilizer induced emission accounted for 1.3% and 1.8 % of the applied N, in the coffee monoculture (3.25 kg N₂O-N ha⁻¹y⁻¹) and the shaded plantation (4.5 kg N₂O-N ha⁻¹y⁻¹), respectively. Nitrogen fertilization induced temporary increases in soil respiration. Our study also confirms that N fertilization decreases CH₄ oxidation and increases CH₄ emissions.

The annual N₂O budget of the shaded coffee plantation (5.8 ± 0.5 kg N ha⁻¹ y⁻¹) was 1.3 times larger than the one of the monoculture (4.3 ± 0.3 kg N ha⁻¹ y⁻¹) because the emission rate was twice larger during the wet season pre-fertilization period and after the May fertilization. This larger soil N₂O budget of the legume tree-shaded system may be attributable to higher microbial activity revealed by larger mineralization rates and smaller C:N ratio compared to the ones of the monoculture and confirms that N₂ fixing legumes can increase N₂O

emissions. Mean N₂O emissions in the NFZ during the dry season and wet season before fertilization, were 1.4 larger in the legume tree-shaded system than in the monoculture. This ratio was consistent with the one of 1.3 between the annual N₂O budgets of both systems and could be considered as the contribution of the N₂ fixing legume tree *Inga densiflora* to N₂O emissions.

Acknowledgement

The authors thank ICAFÉ for providing the study site. The laboratory experiment and soil analyses were carried out at CATIE, Costa Rica and gas analysis at CEH, UK. The authors thank Luis Dioniso, Jonhatan Ramos, Patrice Cannavo and John Parker for the technical assistance and Patricia Leandro for soil analysis. The European Commission (INCO project CASCA, ICA4-CT-2001-10071) provided part of the costs of this research.

B.6 References

- Anderson JM, Ingram JSI (1993) Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods. 2nd Edition. CAB International, UK
- Babbar LI, Zak DR (1994) Nitrogen cycling in coffee agroecosystems: net N mineralization and nitrification in the presence and absence of shade trees. *Agr Ecosyst Environ* 48:107-113
- Baumert K, Herzog T, Pershing J. (2005) Navigating the Numbers: Greenhouse Gas Data and International Climate Policy. World Resources Institute (WRI), USA
- Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH (2002) Modelling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochem Cy* 16(4) DOI 10.1029/2001GB001812
- Cattânio JH, Davidson EA, Nepstad DC et al (2002) Unexpected results of a pilot throughfall exclusion experiment on soil emissions of CO₂, CH₄, N₂O, and NO in eastern Amazonia. *Biol Fert Soils* 36:102-108
- Chu H, Hosen Y, Yagi K (2007) NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management. *Soil Biol Biochem* 39:330-339
- Crouzet G (2004) Dynamique de l'azote dans des plantations agroforestières à café au Costa Rica (Distribution de racines fines et influence de l'arbre et de la fertilisation sur la lixiviation des nitrates). Dissertation, Centre National d'Études Agronomiques des Régions Chaudes (CNEARC)
- Davidson EA, Verchot L, Cattânio JH et al (2000) Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry* 48:53-69

- FAO (2005) FAOSTAT data. <http://faostat.fao.org>. Cited 26 Sept 2006
- Harmand JM, Avila H, Dambrine E et al (2007) Nitrogen dynamics, soil nitrate retention and nitrate water contamination in a *Coffea arabica* - *Eucalyptus deglupta* agroforestry system in Southern Costa Rica. *Biogeochem* 85, 125-139.
- Henríquez C, Cabalceta G (1999) Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola. ACCS (Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo), San José, Costa Rica
- Hergoualc'h K, Skiba U, Harmand JM et al (2007) Processes responsible for the nitrous oxide emission from a Costa Rican Andosol under a coffee agroforestry plantation. *Biol Fert Soils* 43: 787-795
- Hütsch B, Webster CP, Powlin DS (1993) Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment. *Soil Biol Biochem* 25:1307-1315
- InfoStat (2004) InfoStat versión 2004. FCA, Universidad Nacional de Córdoba
- IPCC (2001) Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan
- Ishizuka S, Tsuruta H, Murdiyarso D (2002) An intensive field study on CO₂, CH₄, and N₂O emissions from soils at four land-use types in Sumatra, Indonesia. *Global Biogeochem Cy* 16(3) DOI 10.1029/2001GB001614
- IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB (2006) World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports N°103. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome
- Keller M, Reiners WA (1994) Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Global Biogeochem Cy* 8:399-409
- Kiese R, Butterbach-Bahl K (2002) N₂O and CO₂ emissions from three different tropical forest sites in the wet tropic of Queensland, Australia. *Soil Biol Biochem* 34:975-987
- Knowles R (1993) Methane: Processes of production and consumption. In: Harper LA, Mosier AR, Duxbury JM et al (ed) *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*, ASA, Madison WI, pp 145-156
- Linn D, Doran JW (1984) Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. *Soil Sci Soc Am* 48:1267-1272

- Mata RA, Ramírez JE (1999) Estudio de caracterización de suelos y su relación con el manejo del cultivo de café en la provincia de Heredia. ICAFE, San José, Costa Rica
- Montenegro J, Abarca S (2001) Importancia del sector agropecuario costarricense en la mitigación del calentamiento global. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Instituto Meteorológico Nacional, San José, Costa Rica
- Mosier AR, Delgado JA (1997) Methane and nitrous oxide fluxes in grasslands in Western Puerto Rico. *Chemosphere* 35:2059-2082
- Mulvaney RL (1996) Nitrogen Inorganic Forms. In: Sparks DL (ed) *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods*, 3rd edn. SSSA and ASA, Madison, WI
- Palm C, Alegre J, Arevalo L et al (2002) Nitrous oxide and methane fluxes in six different land use systems in the Peruvian Amazon. *Global Biogeochem Cy* 16 DOI 10.1029/2001GB001855
- Raich J, Schlesinger W (1992) The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B:81-99
- Reynolds-Varga JS, Richter DD, Bornemisza E (1994) Environmental impacts of nitrification and nitrate adsorption in fertilized Andisols in the Valle Central of Costa Rica. *Soil sci* 157:289-299
- Rochette P, Janzen H (2005) Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutr Cycl Agroecosys* 73:171-179
- Ryan MG, Law BE (2005) Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* 73:3-27
- Siles P (2007) Hydrological processes (water use and balance) in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture and a coffee agroforestry plantation shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. Ph D dissertation, Ecole Doctorale RP2E, Nancy-Université Henry Poincaré, Nancy, France.
- Stehfest E, Bouwman L (2006) N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutr Cycl Agroecosys* 74:207-228
- Stuedler PA, Melillo JM, Feigl BJ et al (1996) Consequence of forest-to-pasture conversion on CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin. *J Geophys Res* 101:18,547-18,554
- Sumner ME, Miller WP (1996) Cation exchange capacity and exchange coefficients In: Sparks DL (ed) *Methods of soil analysis, Part 3: Chemical Methods*, 3rd edn. SSSA and ASA, Madison, WI
- Veldkamp E, Keller M (1997) Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics. *J Geophys Res* 102:15,889-15,898

- Veldkamp E, Keller M, Nuñez M (1998) Effect of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochem Cy* 12:71-79
- Verchot LV, Davidson EA, Cattânio JH et al (2000) Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soils of eastern Amazonia. *Ecosystems* 3:41-56
- Verchot LV, Hutabarat L, Hairiah K et al (2006) Nitrogen availability and soil N₂O emissions following conversion of forests to coffee in southern Sumatra. *Global Biogeochem Cy* 20, GB4008, DOI 10.1029/2005GB002469
- Wrage N, Velthof GL, Van Beusichem ML et al (2001) Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol Biochem* 33:1723–1732

C Conclusion

De nombreuses études ont révélé un impact négatif de la fertilisation azotée en agriculture sur les flux de GES à l'interface sol-atmosphère : une augmentation des émissions de N_2O (Stehfest et Bouwman, 2006), une diminution de l'oxydation de CH_4 atmosphérique (Chu et al., 2007; Hütsch et al., 1993) et dans certains cas une stimulation de la respiration (Montenegro et Abarca, 2001). D'autre part, il a été démontré que l'incorporation de légumineuses fixatrices de N_2 dans un système de culture peut augmenter les émissions de N_2O par le sol (Rochette et Janzen, 2005). Notre étude comparative de deux cultures caféières, une monoculture et une culture ombragée par une légumineuse fixatrice de N_2 confirme ces résultats. La fertilisation azotée a stimulé les émissions de N_2O pendant 44 jours et les émissions induites par le fertilisant ont représenté 1,3% et 1,8% de l'azote appliqué, soit $3,25 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $4,5 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, respectivement dans la monoculture et la culture ombragée. Le système ombragé par la légumineuse a présenté un bilan annuel de N_2O ($5,8 \pm 0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) 1,3 fois supérieur à celui de la monoculture ($4,3 \pm 0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$); par contre les flux annuels de CO_2 et de CH_4 ont été similaires dans les deux systèmes ($8,4 \pm 2,6$ et $7,5 \pm 2,3 \text{ t C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, $0,9 \pm 2,9$ et $-2,2 \pm 2,3 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, respectivement dans la culture ombragée et la monoculture). Etant donné le potentiel de réchauffement global très élevé du N_2O et les différences d'émission de ce gaz observées entre les deux cultures caféières, il est important d'essayer de mieux comprendre la nature et le déterminisme des mécanismes biologiques qui aboutissent à son émission et d'ajuster avec plus de précision les bilans annuels d'émission. Ces objectifs sont ceux du Chapitre III.

Chapitre III Déterminisme et modélisation des émissions de N₂O par le sol

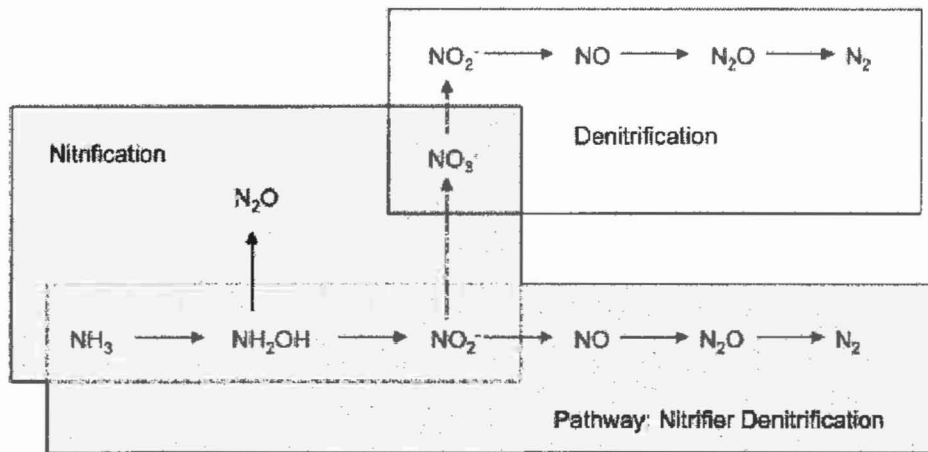


Figure III.1 : Transformation de l'azote minéral dans le sol (Wrage et al., 2001)

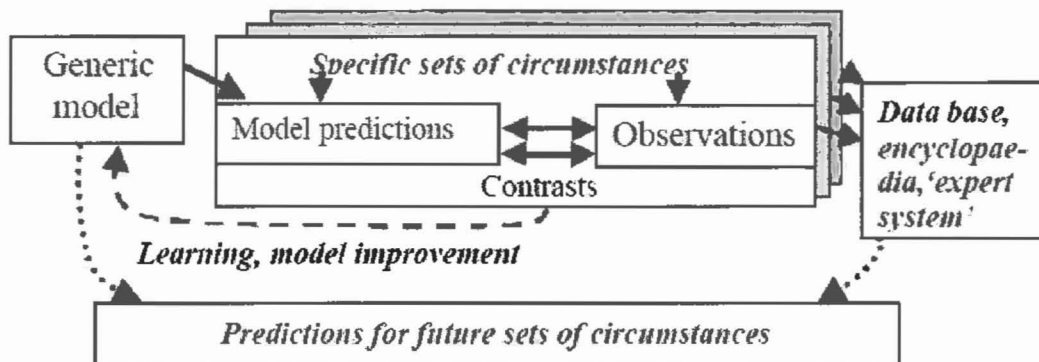


Figure III.2 : Les modèles en relation avec les observations du monde réel (van Noordwijk et al., 2001)

Parmi les trois principaux gaz à effet de serre émis par l'agriculture (N₂O, CH₄ et CO₂), l'oxyde nitreux (N₂O) est celui qui présente le potentiel de réchauffement global le plus élevé et qui, une fois émis dans l'atmosphère, y persiste pendant plus de 100 ans. L'établissement de bilans précis des émissions de N₂O par les sols grâce à la modélisation et l'élaboration de solutions techniques afin de réduire ces émissions nécessite une connaissance fine des mécanismes de la nitrification et de la dénitrification, qui aboutissent à sa production. Le premier article de ce Chapitre étudie comment l'espace poral du sol occupé par l'eau (le WFPS) influence la respiration du sol et les émissions de N₂O et de N₂ par les processus de nitrification-dénitrification. Le deuxième article présente les émissions de N₂O et N₂ simulées avec les modèles NGAS (Parton et al., 1996) et NOE (Hénault et al., 2005) couplés au modèle PASTIS (Lafolie, 1991) pour simuler l'humidité du sol. Les modèles sont paramétrés avec les mesures, réalisées au laboratoire, caractérisant les paramètres biologiques de nitrification-dénitrification et leur production associée de N₂O et N₂. Avant de présenter ces deux articles, nous allons brièvement décrire le fonctionnement de PASTIS, ceux de NGAS et NOE étant détaillés dans le second article.

A Le modèle PASTIS (Prediction of Agricultural Solute Transfer In Soils)

PASTIS (Lafolie, 1991) est un modèle mécaniste monodimensionnel qui simule les transferts d'eau (loi de Darcy), de chaleur et de solutés (Figure III.3). Etant donné que nous utiliserons uniquement le sous modèle hydrique de PASTIS, nous nous limiterons à la description de ce module. PASTIS décrit l'écoulement isotherme et monodimensionnel de l'eau dans le sol homogène non saturé (infiltration, évaporation ou drainage) par l'équation aux dérivées partielles de Richards :

$$C(\psi) \cdot \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\psi) \cdot \left(\frac{\partial H}{\partial z} \right) \right]$$

où $C(\psi)$ est la capacité capillaire dérivée de la courbe de rétention de l'eau par le sol (m⁻¹), ψ le potentiel matriciel de l'eau dans le sol (m), z la profondeur (considérée positive vers le bas) (m), H la charge hydraulique = $\psi - z$, t le temps (s) et K la conductivité hydraulique (m s⁻¹).

Les conditions aux limites de cette équation sont :

En surface : $-K \cdot \frac{\partial H}{\partial z} \Big|_{z=0} = F(t)$ où $F(t)$ est l'intensité de la pluie ou du flux évaporatif (mm j⁻¹).

A la base du profil : $H \Big|_{z=Z} = H_{\text{bot}}(t)$ où Z est la profondeur du bas du profil et H_{bot} la charge hydraulique en bas du profil.

Les conditions initiales sont $H|_{t=0} = H_{ini}$ ou θ_{ini} , H_{ini} et θ_{ini} étant la charge hydraulique et la teneur en eau volumique ($m^3 m^{-3}$) initiales, respectivement.

Les variables d'entrée, les conditions aux limites et les paramètres de la courbe de rétention et de la conductivité hydraulique utilisés pour les simulations sont spécifiées dans la section C de ce Chapitre.

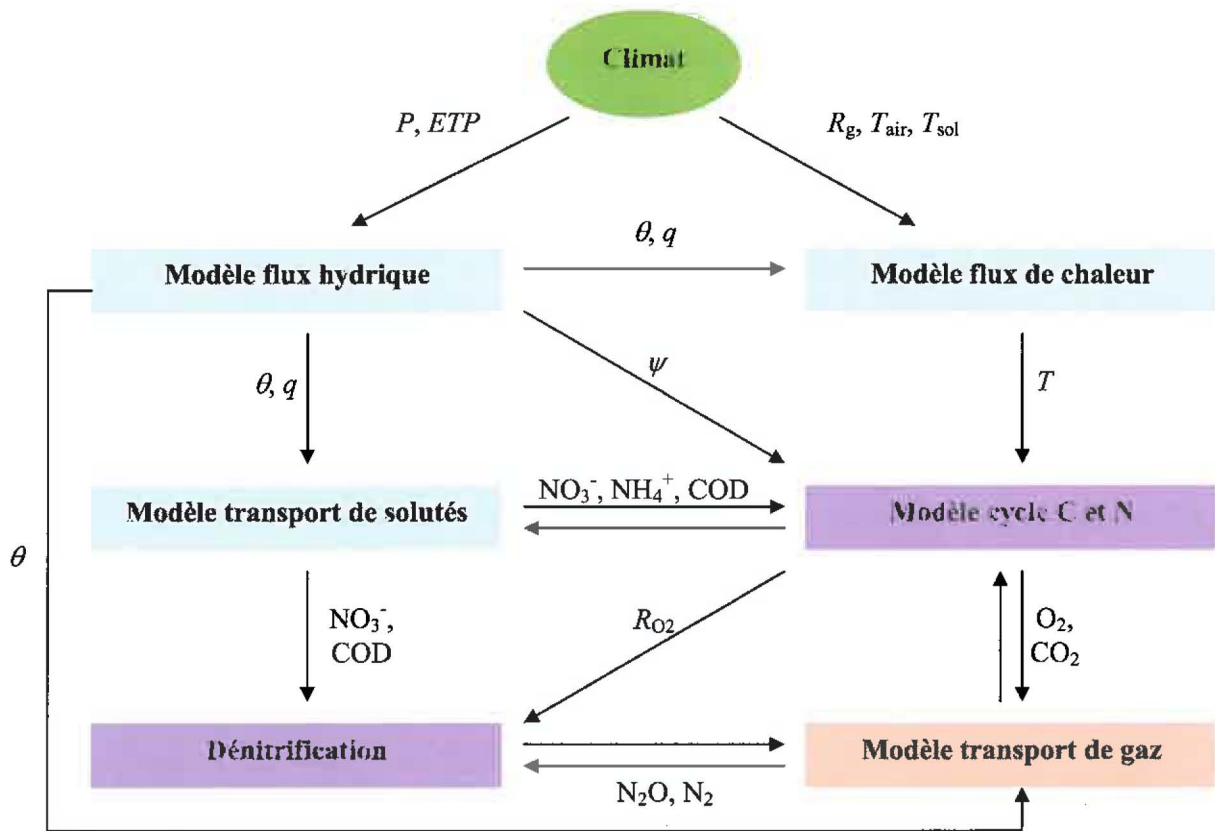


Figure III.3 : Description du modèle PASTIS (Lafolie, 1991). P est la précipitation, ETP l'évapotranspiration potentielle, R_g le rayonnement global, T_{air} et T_{sol} sont les températures de l'air et du sol respectivement, θ est la teneur en eau volumique, q le flux hydrique, ψ le potentiel matriciel du sol, R_{O_2} la respiration aérobie, NO_3^- , NH_4^+ et COD sont les concentrations en nitrate, ammonium et carbone organique dissous dans la solution du sol respectivement, et O_2 , CO_2 , N_2O et N_2 sont les concentrations en oxygène, dioxyde de carbone, oxyde nitreux et azote dans l'atmosphère du sol

B Processes responsible for the nitrous oxide emission from a Costa Rican Andosol under a coffee agroforestry plantation

*(Article publié dans *Biology and Fertility of Soils* (2007) 43 : 787-795)*

Kristell Hergoualc'h^{1&2}, Ute Skiba³, Jean-Michel Harmand¹, Robert Oliver¹

¹Centre de coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD). UR Ecosystèmes de Plantations, s/c UR SeqBio-IRD (SupAgro), 2 place Viala, Bât. 12, 34060 Montpellier cedex 01, France

²Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Departamento de Agricultura y Agroforestería, 7170 Turrialba, Costa Rica

³Center of Ecology and Hydrology (CEH). Bush Estate. Penicuik EH26 0QB. Scotland. UK

Résumé

Nous avons utilisé de l'acétylène (C₂H₂) à des pressions partielles de 10 Pa et 10 kPa pour inhiber, respectivement, la nitrification autotrophe et la réduction d'oxyde nitreux (N₂O) en N₂. Les sols (Andosol) d'une plantation de *Coffea arabica* ombragé par *Inga densiflora* au Costa Rica, ont été placés à des taux de remplissage des pores en eau (WFPS) de 39, 58, 76 et 87% et incubés pendant 6 jours en absence ou en présence de C₂H₂. La respiration du sol, les taux de nitrification et les émissions de N₂O par nitrification et dénitrification ont été mesurés en fonction des conditions d'humidité du sol. Pour tous les WFPS, les taux de production de N₂O et N₂ ont été faibles (4.8; 14.7; 23 and 239.6 ng N–N₂O g⁻¹ s.s. j⁻¹ à 39, 58, 76 et 87% WFPS, respectivement), et malgré un pH bas (4,7), le N₂O a été principalement produit par la nitrification, qui a contribué à 85, 91, 84 and 87% des émissions totales de N₂O à 39, 58, 76 et 87% WFPS, respectivement. Aux trois valeurs les plus basses de WFPS, une relation linéaire a été établie entre le WFPS, la respiration du sol, la nitrification et le N₂O émis par nitrification; la dénitrification n'a pas produit de N₂. Dans des conditions plus anaérobies obtenues avec un WFPS de 87%, un ratio élevé du N₂O a été produit par nitrification, et la production de N₂ a représenté 84% des flux gazeux causés par la dénitrification.

Mots clé : N₂O, dénitrification, nitrification, *Coffea arabica*, inhibition à l'acétylène, water-filled pore space (WFPS), Costa Rica

Abstract

We used the inhibitor acetylene (C₂H₂) at partial pressures of 10 Pa and 10 kPa to inhibit autotrophic nitrification and the reduction of nitrous oxide (N₂O) to N₂, respectively. Soils (Andosol) from a *Coffea arabica* plantation shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica were adjusted to 39, 58, 76 and 87% water-filled pore space (WFPS) and incubated for 6 days in the absence or presence of C₂H₂. Soil respiration, nitrification rates and N₂O emissions by nitrification and denitrification were measured in relation to soil moisture conditions. At all WFPS studied, rates of N₂O and N₂ productions were small (4.8; 14.7; 23 and 239.6 ng N–N₂O g⁻¹ d.w. d⁻¹ at 39, 58, 76 and 87% WFPS, respectively), and despite a low soil pH (4.7), N₂O was mainly produced by nitrification, which was responsible for 85, 91, 84 and 87% of the total N₂O emissions at 39, 58, 76 and 87% WFPS, respectively. At the three smaller values of WFPS, a linear relationship was established between WFPS, soil respiration, nitrification and N₂O released by nitrification; no N₂ was produced by denitrification. At more anaerobic conditions achieved by a WFPS of 87%, a large rate of N₂O production was

measured during nitrification, and N₂ production accounted for 84% of the gaseous N fluxes caused by denitrification.

Keywords: N₂O, denitrification, nitrification, *Coffea arabica*, acetylene inhibition, water-filled pore space (WFPS), Costa Rica.

B.1 Introduction

One of the major greenhouse gases is nitrous oxide (N₂O), which is 300 times as powerful as CO₂ in terms of global warming (IPCC 2001) and also contributes to the destruction of stratospheric ozone (Montzka et al. 2003). The atmospheric N₂O concentration increase is largely due to increased use of N fertiliser in agriculture. Coffee agriculture uses large amounts of N fertiliser (up to 350 kg N ha⁻¹ year⁻¹) and represents 7.5% of the world's permanent crops (FAO 2005). Coffee is cultivated in tropical zones often on P- rather than N-limited soils, where N fertiliser inputs may generate N₂O fluxes 10 to 100 times greater than the same fertiliser addition to nearby N-limited soils (Hall and Matson 1999). All these facts show the importance to measure and predict N₂O emission from coffee systems.

Predicting N₂O emissions from coffee plantations requires knowledge of the dominant processes responsible for N₂O production. Both denitrification and nitrification are the main sources of N₂O (Webster and Hopkins 1996), with the former involving the anaerobic reduction of NO₃⁻ and NO₂⁻ to N₂O and N₂ (Robertson and Tiedje 1987) and the latter the aerobic oxidation of NH₄⁺ to NO₂⁻ and NO₃⁻ (Webster and Hopkins 1996), with N₂O production when O₂ supply is limited (nitrifier denitrification; Wrage et al. 2001). Both processes can occur simultaneously in the soil aggregates and depend on O₂ availability and thus on soil moisture conditions. Davidson (1991) proposed a model of N emissions by nitrification and denitrification, in response to soil moisture expressed as (water-filled pore space) WFPS, with a WFPS threshold above which denitrification was the main source of N₂O and a WFPS value responsible for the highest N₂O emissions. It was also observed that these values depended on land management, soil texture and pH. It has been demonstrated that in many agricultural soils nitrifiers are the main producers of N₂O (Robertson and Tiedje 1987; Klemmedtsson et al. 1988; Garrido et al. 2002; Khalil et al. 2004).

The objective of this study was to evaluate the gaseous N₂O emissions from soils collected from a coffee agroforestry plantation located in the Central Valley of Costa Rica. Soil respiration was also studied as an indicator of microbial activity. We determined, under laboratory conditions, how soil moisture influenced soil respiration and N₂ and N₂O losses by the nitrification–denitrification processes. The contribution of the two processes was distinguished by using the acetylene inhibition technique; at partial pressures of 10 Pa and 10 kPa, acetylene inhibits chemoautotrophic nitrification and reduction of N₂O to N₂, respectively (Yoshinari 1993).

B.2 Materials and methods

B.2.1 Site description and soil sampling

Soil was sampled in a 7 years old *Coffea arabica* agroforestry plantation shaded by *Inga densiflora* and located at the Research Station of the Coffee Institute of Costa Rica (ICAFÉ) in the Central Valley at San Pedro de Barva, 10 km west of San José, Costa Rica (10°02'16" N, 84°08'17" O; 1,200 m above sea level). The mean annual air temperature is about 21°C, and the annual precipitation is about 2,300 mm with a pronounced dry season from January to April. The soil, derived from the weathering of volcanic ashes, belongs to the Andosols [IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB 2006], is classified as a Dystric Haplustands (Mata and Ramírez 1999) and it is typically well-structured, deep and permeable, with low bulk density and high organic matter content. Selected chemical and physical characteristics of the top 10 cm layer are presented in Table III.1. In June 1997, the coffee agroforestry experimental plot was established on an area of 1,350 m² previously used for coffee monoculture. *C. arabica* var. Catuai was planted at 2×1 m (5,000 plants ha⁻¹) and the shade tree species *I. densiflora* was planted at 6×6 m (278 trees ha⁻¹). Fertiliser N (urea and NH₄NO₃) was applied at a rate of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹.

The pH (suspension in water or KCl), exchangeable Ca, Mg, Na and acidity (extraction in KCl), K and P [extraction in sodium bicarbonate (Olsen) contents], texture (method of Bouyocos), field capacity (pressure plate) and particle density (method of kerosene) were determined as described by Henríquez and Cabalceta (1999). Cation exchange capacity was analysed as reported by Sumner and Miller (1996) and total C and N contents by total combustion using a Thermo Finnigan analyser. WFPS was calculated by the formula proposed by Linn and Doran (1984) and porosity as $1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_s}$ where γ_d and γ_s are the bulk and

particle densities, respectively. The bulk density was measured in 98 cm³ cylinders placed at a 5 cm depth at 25, 50, 75 and 100 cm from the coffee plant. Cylinders were weighted after sampling and after oven-drying at 105°C for 48 h.

In May 2003, the 0–10 cm soil layer was sampled at eight positions randomly chosen within the whole plot. At each position, a set of three sub-samples from the unshaded areas (more than 2 m from the tree) and a set of three sub-samples from the tree canopy area were pooled together to give a sample. The three sub-samples of each set were collected between two coffee rows at 25, 50 and 100 cm from a coffee plant. Composite samples were mixed, air dried for 48 h, sieved (2-mm) and stored in plastic bags at 4°C for 5 days. Each soil sample provided a spatial integrative measure of soil properties for the entire coffee plot.

Table III.1: Chemical and physical properties of the soil (0–10 cm) in the Inga shaded coffee plantation in the Central Valley of Costa Rica

Chemical properties		Physical properties	
pH water	4.7	Sand/Silt/Clay (%)	29.2/34/36.8
pH KCl	3.9	Field capacity:	
² Total C (%)	4.37	m _G ^b (g g ⁻¹ d.w.)	0.44
Total N (%)	0.37	m _V ^c (m ³ m ⁻³ d.w.)	0.41
Acidity (cmol kg ⁻¹)	2.5	WFPS (%)	65.05
C.E.C. ^a (cmol kg ⁻¹)	36.1	Porosity (%)	63.37
Ca/Mg/K/Na/P (cmol kg ⁻¹)	2/1/1.1/0.01/0.2	Bulk density (g cm ⁻³)	0.93
		Particle density (g cm ⁻³)	2.53

^a Cationic exchange capacity

^b mG: gravimetric moisture content

^c mV: volumetric moisture content

B.2.2 Soil incubation

The soil was incubated at four WFPS values (39, 58, 76 and 87%) and three different rates of acetylene (0 Pa, 10 Pa and 10 kPa). All treatments (four WFPS and three C₂H₂ rates) were replicated four times. Dry soil (50 g), was placed in a 570 ml airtight glass flask and treated with 13.5 mg NH₄NO₃-N (0.27 mg N g⁻¹ dry soil), which is at a fertiliser rate of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹. Ammonium nitrate was added as an aqueous solution to reach the specific WFPS values. Flasks were incubated at 21°C for 6 days in the dark.

According to Klemetsson et al. (1988) and Webster and Hopkins (1996), N₂O production by autotrophic nitrifiers is calculated as the difference between the emission without C₂H₂ and that with 10 Pa C₂H₂ (inhibition of autotrophic nitrification). N₂O evolved by denitrifiers is the one produced with C₂H₂ at 10 Pa, and N₂ evolved by denitrifiers is calculated as the difference between N₂O produced with C₂H₂ at 10 kPa and that produced with C₂H₂ at 10 Pa. The highest C₂H₂ concentration (10 kPa) inhibits the reduction from N₂O to N₂ in the denitrification.

B.2.3 WFPS adjustment in laboratory

Soil structure, bulk density and consequently WFPS were modified when soil was sieved after sampling. The moisture of soils at 40, 60, 80 and 90% WFPS was calculated by considering the value (0.71±0.01 g g⁻¹ dry soil) measured for the 100% WFPS as the difference between the weight of water-saturated soil and the weight of oven-dried soil (at 105°C); this measurement was replicated five times. These moisture values corresponded to 28.5, 42.7, 56.9 and 64%, and the quantity of added water was equivalent to the difference

between the calculated values and the moisture of the air-dried soil (15.9% after 48 h of air-drying). At the end of the 6 days experiment period, gravimetric moisture contents were measured, then the average of initial and final values of gravimetric soil moisture and WFPS (i.e. 39, 58, 76 and 87%) were calculated and used. The soil moisture, equivalent to WFPS values of 39, 58, 76 and 87% in laboratory (27.9, 41.1, 54.1 and 61.8%) and field conditions (26.6, 39.3, 51.7 and 59%) were very close, showing that bulk density of the sieved soil was close to the field bulk density.

B.2.4 Gas sampling and measurements of N₂O and CO₂

The atmosphere in the flasks was sampled 1 h and 1, 3 and 6 days after C₂H₂ addition. After each sampling, the air extracted from the flasks was replenished by the equivalent quantity of air or mix C₂H₂-air to maintain atmospheric pressure. Samples were stored in a 7-ml evacuated glass blood-collection vials (Venojects) sealed with thick wax to avoid leakage during transportation from Costa Rica to France by air. The samples, sent by express mail, arrived 4 days after the end of the experiment and were analysed 4 days later. Gas samples were analysed for N₂O on a Varian 3800 gas chromatograph, fitted with a poraplot Q column and an electron capture detector. The CO₂ concentration and N₂O concentration if larger than 10 µl l⁻¹ were analysed on a micro-GC Agilent MTI 200 fitted with a capillary poraplot column and a thermal conductivity detector.

B.2.5 Soil analyses

Both NO₃⁻ and NH₄⁺ were extracted by shaking 10 g soil with 100 ml KCl for 1 h. Suspensions were centrifuged for 5 min at 1,260×g and the supernatants were filtered through Whatman 42 filters. Extracts were stored at 4°C for 15 days before analysis. Both NO₃⁻ and NH₄⁺ analyses were conducted on a continuous flow colorimeter (Alliance® Integral Futura equipment) using a cadmium reduction to nitrite and Griess reagent for NO₃⁻ and Berthelot reaction for NH₄⁺, as described by Mulvaney (1996).

B.2.6 Statistical analysis

Statistical analysis was performed using the software InfoStat (2004). Since NO₃⁻, NH₄⁺, CO₂ and N₂O concentrations were neither normally nor log normally distributed, we used non-parametric tests, Kruskal–Wallis for multicomparison and Mann–Withney for comparison of two means. A probability level of 5% was used to test the significance of the treatment effects.

B.3 Results

B.3.1 Soil respiration

For all C₂H₂ treatments and all WFPS values, the rates of CO₂ evolution decreased after 3 days (Figure III.4). Respiration was smaller at 39% WFPS than at higher soil moistures for all C₂H₂ treatments ($p < 0.05$). At 10 kPa C₂H₂, CO₂ respiration was higher than at 10 and 0 Pa C₂H₂, except at 76% WFPS ($p < 0.02$; Figure III.4). The average CO₂ evolution, presented in Figure III.5, was calculated by dividing the cumulative CO₂ production at the end of the 6-day incubation period. Since CO₂ evolution of the 10 and 0 Pa C₂H₂ treatments were not statistically different, the mean of both was used to increase the reliability of the data. These mean values increased linearly by increasing WFPS up to an optimum of 76% and then decreased slowly (Figure III.5).

B.3.2 NO₃⁻ and NH₄⁺ concentrations

Initial soil NH₄⁺-N and NO₃⁻-N concentrations were 3.72 and 27.6 µg g⁻¹ dry weight of soil, respectively. After addition of 135 µg NH₄⁺-N g⁻¹ and 135 µg NO₃⁻-N g⁻¹ dry weight of soil, they were, respectively, 138.72 µg NH₄⁺-N g⁻¹ and 162.6 µg NO₃⁻-N g⁻¹ d.w. The overall standard error for all these data was under 0.1 µg N g⁻¹ d.w. ($n=2$).

For each soil moisture level, final soil NH₄⁺ concentrations in both treatments with C₂H₂ (Table III.2) were similar and significantly higher than those of the treatment without C₂H₂ ($p < 0.0001$), and final soil NO₃⁻ concentrations in both treatments with C₂H₂ were similar and significantly smaller than those of the treatment without C₂H₂ ($p < 0.0001$).

As there was no difference in the final soil NO₃⁻ and NH₄⁺ concentrations between both C₂H₂ treatments for each soil moisture level, we can conclude that net mineralization and denitrification rates were similar for both treatments. Assuming that these processes were also identical in the treatment without C₂H₂, we calculated the autotrophic nitrification rates as the difference between the final soil NH₄⁺ concentration of the treatments with C₂H₂ (mean of the two treatments) minus that of the treatments without C₂H₂. Rates of autotrophic nitrification at 39, 58, 76 and 87% WFPS were, respectively, 1.71, 3.17, 5.59 and 5.44 µg N g⁻¹ dry weight of soil day⁻¹.

The autotrophic nitrification rates were also calculated as the difference between the final soil NO₃⁻ concentration of the treatments without C₂H₂ minus that of the treatments with C₂H₂ (mean of the two treatments). At 39, 58, 76 and 87% WFPS, the results were 1.23, 4.03, 7.25 and 6.48 µg NO₃⁻-N g⁻¹ dry weight of soil day⁻¹, respectively, which were very similar to the above calculated values of autotrophic nitrification.

Autotrophic nitrification rates increased linearly by increasing WFPS until 76% and then decreased as observed for CO₂ respiration (Figure III.5).

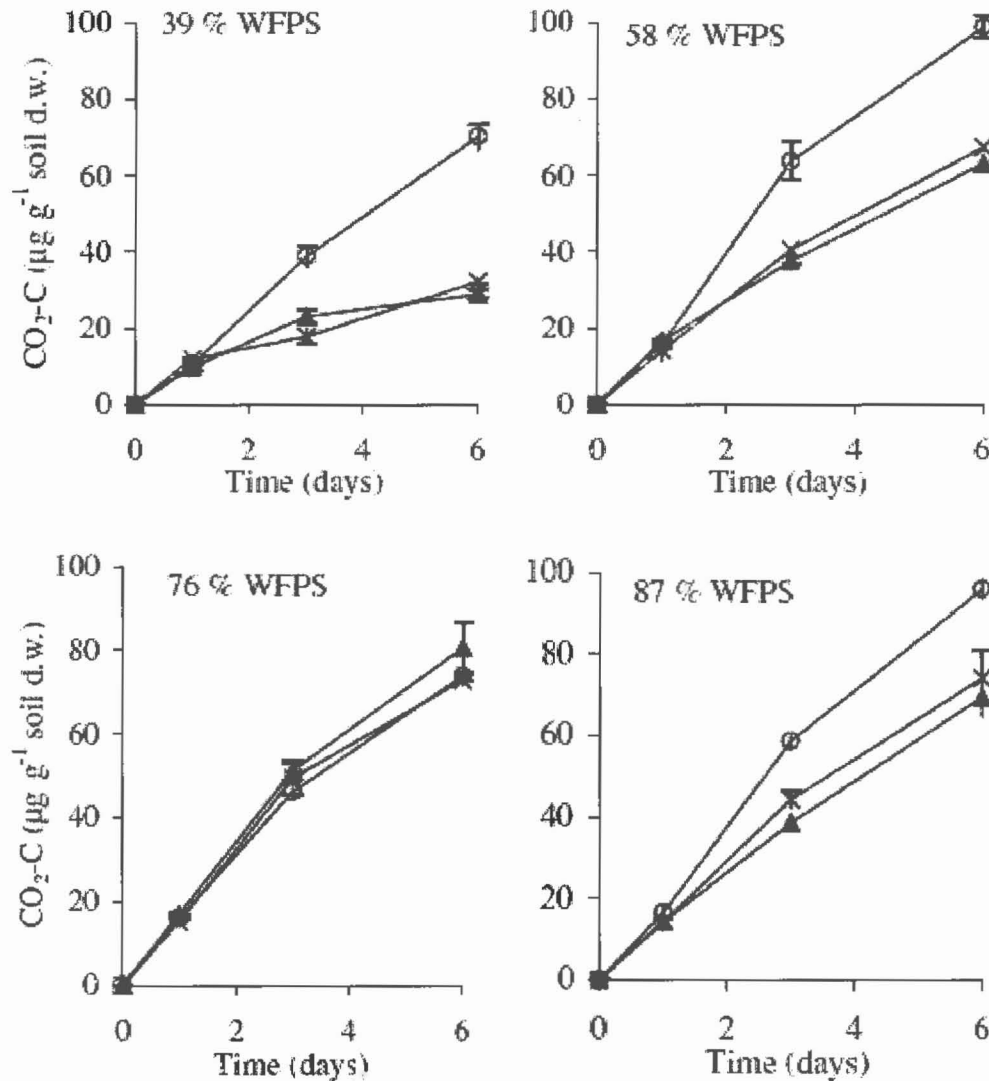


Figure III.4: CO_2 evolution from 50 g soil d.w. at different moisture levels [39%, 58%, 76% and 87% water-filled pore space (WFPS)] and different partial pressures of C_2H_2 in the headspaces. Means \pm SE ($n=4$), (x) 0 C_2H_2 , (filled triangle) 10 Pa C_2H_2 , (open circle) 10 kPa C_2H_2

B.3.3 Gaseous N production

The rates of N_2O production by nitrification and denitrification of Figure III.5 were calculated on the basis of the productions measured on the last day of incubation. N_2O production rates due to nitrification were calculated as the difference in N_2O emissions between control and 10 Pa C_2H_2 treatments. N_2O production rates due to denitrification were those measured in the 10 Pa C_2H_2 treatments, whereas N_2 production rates were calculated as the N_2O produced with C_2H_2 at 10 kPa minus that produced with C_2H_2 at 10 Pa. The results are presented in Table III.3. The fluxes of gaseous N ($N_2O + N_2$) by nitrification and denitrification were small, even at 87% WFPS (5.2, 14.7, 23 and 404.4 $ng\ N\ g^{-1}\ d.w.\ d^{-1}$ at 39, 58, 76 and 87% WFPS, respectively). The contribution of denitrification only accounted for 20.7, 9.1 and 16.1% of total gaseous N ($N_2O + N_2$) fluxes at 39, 58 and 76% WFPS, respectively; they

increased to 48.4% at 87% WFPS. The data suggest that N_2O was almost totally produced by nitrification: 84.7, 90.9, 83.9 and 87.1% of total N_2O production at 39, 58, 76 and 87% WFPS, respectively.

Assuming that the laboratory conditions simulated field conditions and that most of N_2O was produced in the 0–10 cm layer, the soil N_2O fluxes in situ might be 18.8, 57.1, 89.3, 928.5 $\mu\text{g } N_2O\text{-N } m^{-2} h^{-1}$ at 39, 58, 76 and 87% WFPS, respectively, thus accounting for 0.01, 0.03, 0.05, and 0.53% of the added fertiliser N, with a mean of 0.16%.

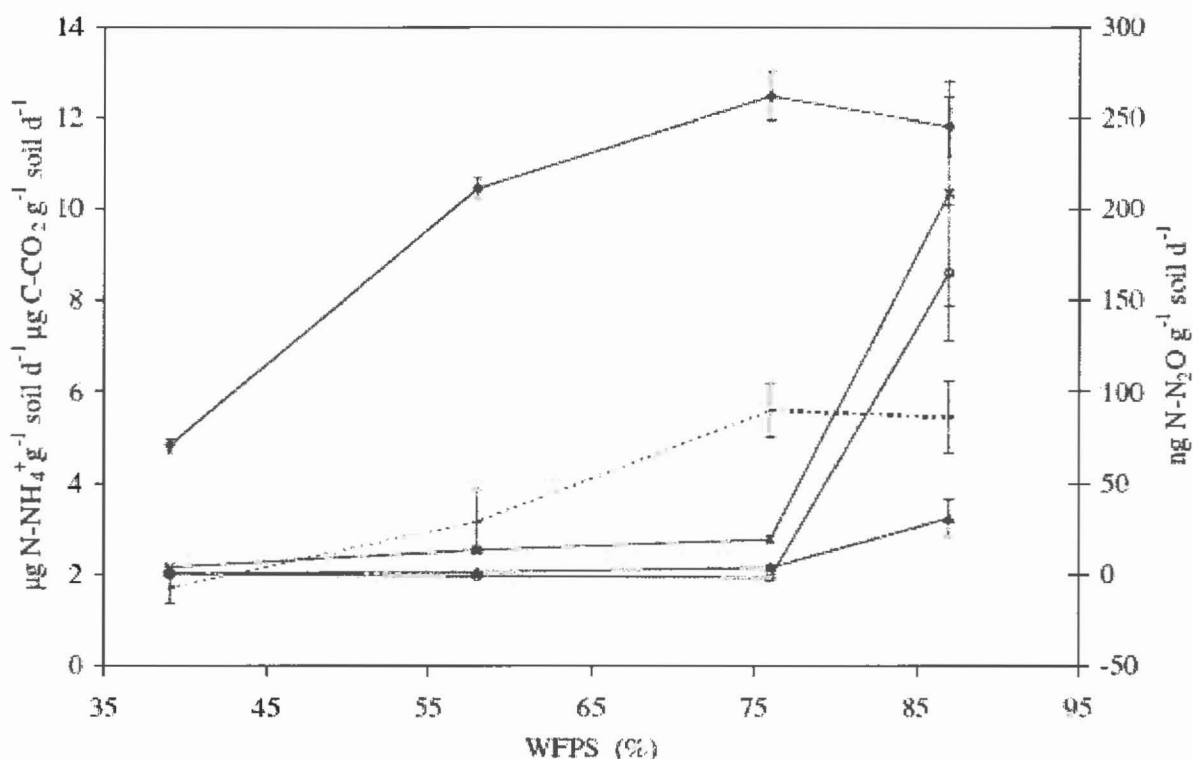


Figure III.5: (broken line) Rates of nitrification (NH_4^+ nitrified); (filled diamond) soil respiration; (x) N_2O produced by nitrification; (filled triangle) N_2O produced by denitrification; (open circle) N_2O normally produced as N_2 from 50 g soil d.w. after 6 days of incubation at different moisture levels [39%, 58%, 76% and 87% water-filled pore space (WFPS)]

B.3.4 N_2O production by nitrification

N_2O production by autotrophic nitrifiers started within the first 24 h of incubation (Figure III.6) and increased linearly by increasing WFPS until 76%; then, there was a more marked increase at WFPS of 87% (Figure III.5). Nitrification and N_2O production by nitrifiers were positively correlated up to 76% WFPS (simple Pearson correlation coefficients between N_2O production from nitrification and NH_4^+ loss and NO_3^- produced were 0.96 and 0.99, respectively). The slope of the linear regression between NO_3^- produced and N emitted as N_2O during nitrification for WFPS <87% was 0.25%.

Table III.2: NH₄⁺ and NO₃⁻ concentrations (means±SE; n=4) in soils treated with N fertilizer and incubated for 6 days with three C₂H₂ treatments at four levels of water-filled pore space (WFPS) values

WFPS (%)	N-NH ₄ ⁺ (µg N g ⁻¹ d.w.)			N-NO ₃ ⁻ (µg N g ⁻¹ d.w.)		
	0	10 Pa C ₂ H ₂	10 kPa C ₂ H ₂	0	10 Pa C ₂ H ₂	10 kPa C ₂ H ₂
39	138.5 ± 1.9	148.8 ± 1.4	148.8 ± 1.6	176.3 ± 1.3	170.2 ± 1	167.7 ± 1.2
58	122.4 ± 2	137.3 ± 7.4	145.5 ± 0.7	166.2 ± 2.2	138.3 ± 6.9	145.7 ± 0.3
76	119.4 ± 3.1	153.3 ± 1.3	152.5 ± 3.4	188.8 ± 2.8	145.7 ± 0.7	144.8 ± 1.2
87	117.9 ± 4.5	152.1 ± 2.6	148.9 ± 1.8	182.9 ± 3.1	144.4 ± 1.4	143.6 ± 0.2

Table III.3 : N₂O and N₂ emissions (means±SE; n=4) by nitrification (NIT) and denitrification (DENIT) from soil treated with N fertiliser and incubated at four water-filled pore space (WFPS) values for six days

WFPS (%)	N ₂ O _{NIT}	N ₂ O _{DENIT}	N ₂ _{DENIT}
	(ng N g ⁻¹ d.w. d ⁻¹)		
39	4.10 ± 0.28	0.74 ± 0.16	0.33 ± 0.2
58	13.40 ± 1.13	1.34 ± 0.22	-0.89 ^a ± 0.36
76	19.34 ± 2.06	3.70 ± 1.82	-1.66 ^a ± 1.90
87	208.71 ± 61.46	30.89 ± 10.38	164.84 ± 36.94

^a Considered as zero values

B.3.5 Denitrification

During the first 3 days of incubation, no N₂O resulting from denitrification was measured at 39 and 58% WFPS, and such a production only increased to very low rates after 6 days of incubation (Figure III.6). At 76% WFPS, denitrification was only slightly higher (Table III.3). For these three moisture contents, total gaseous N production for the 10 Pa and 10 kPa treatments were not significantly different suggesting that N₂O was the dominant product of denitrification. At 87% WFPS, however, denitrification was more important, and N₂ was the main denitrification product (Figure III.5) accounting for 84.2% of gaseous N evolved by denitrification after 6 days of incubation (Table III.3). N₂O production by denitrification remained low (30.9 ng N g⁻¹ d⁻¹ on the sixth day of incubation), but N₂ emissions increased to 202 and 164.8 ng N g⁻¹ d⁻¹ at 3 and 6 days, respectively (Figure III.6). The N₂O:N₂ ratio was high (2.2) for the driest cores (39% WFPS) but tenfold smaller (0.2) for the wettest cores (87% WFPS). It was assumed that N₂ production at the intermediate WFPS values was zero, therefore no ratio could be calculated.

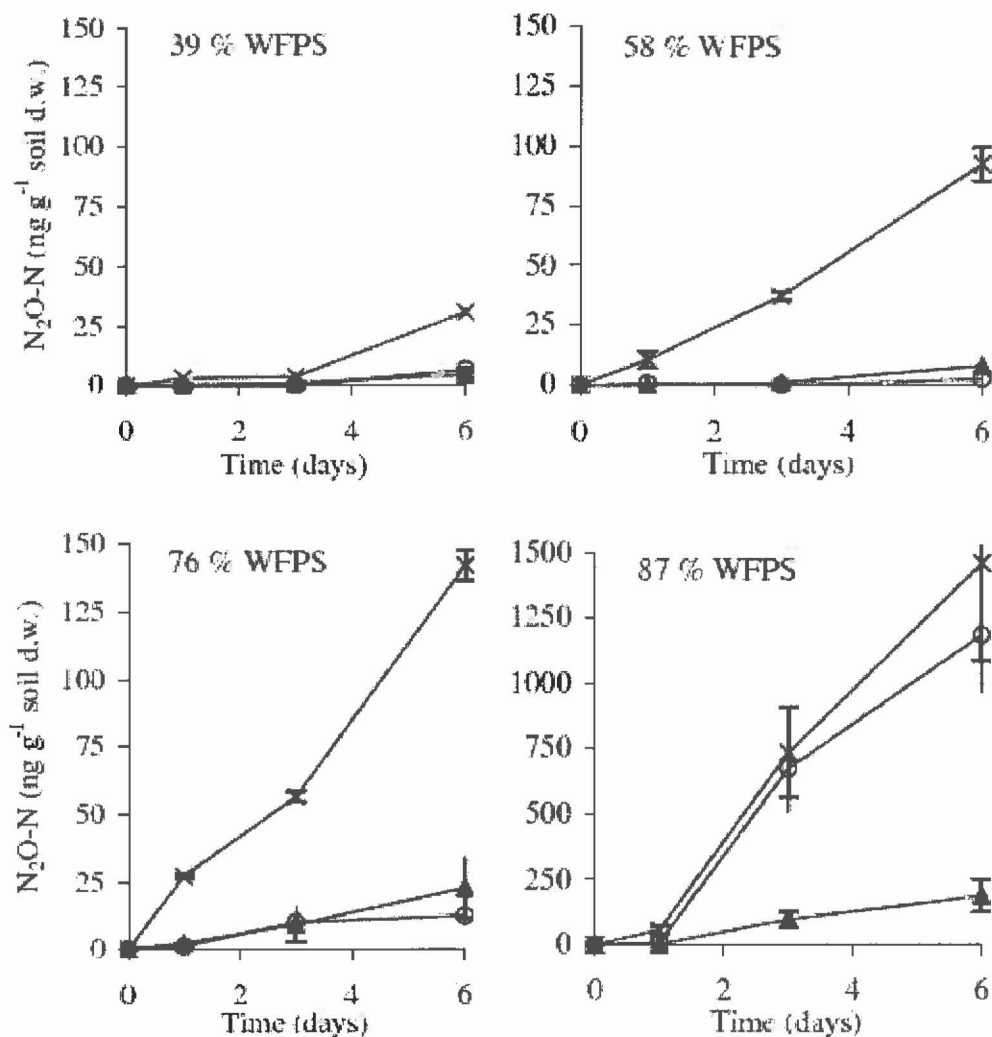


Figure III.6 : N_2O produced from 50 g soil d.w. at different moisture levels [39%, 58%, 76% and 87% water-filled pore space (WFPS)] and different partial pressures of C_2H_2 in the headspaces. (x) 0 C_2H_2 , (filled triangle) 10 Pa C_2H_2 , (open circle) 10 kPa C_2H_2 . Note differences on y-axes between 39, 58, 76 and 87%. Means \pm SE (n=4)

B.4 Discussion

The higher final soil NH_4^+ concentrations of the treatment with C_2H_2 compared to the treatments without C_2H_2 (Table III.2) confirmed the inhibition of autotrophic nitrification by both 10 Pa and 10 kPa C_2H_2 . Nevertheless, final soil NH_4^+ concentrations in treatments with C_2H_2 were generally higher than initial ones, presumably as a result of ammonification. This last result also demonstrates that heterotrophic nitrification, which is not inhibited by C_2H_2 , may not be important in this soil.

Net nitrification rates (Figure III.5) were higher and increased more rapidly by increasing the WFPS value than those measured by Reynolds-Vargas et al. (1994) on soils of a nearby fertilised coffee plantation and incubated for 21 days at 18.3°C without additions of N. Probably in the latter study, inorganic N concentration was lower due to the higher N

immobilisation and the no addition of fertiliser N. Nitrification rates calculated in our study were comparable with those of an arable loam soil in Sweden, which was incubated at 15°C for 15 days, under 3 C₂H₂ treatments (0, 2.1 Pa and 10 kPa), after addition of 40 µg NH₄⁺-N and 40 µg NO₃⁻-N g⁻¹ d.w. (Klemedtsson et al. 1988). We have calculated these rates as the final soil NO₃⁻ concentration of the treatments without C₂H₂ minus that of the treatments with C₂H₂ (mean of the two treatments) reported by these authors. These nitrification rates increased by increasing the water content of soil as observed in our study for the three lowest moisture values.

The decrease in soil respiration after the third day of incubation was associated by an increase in N₂O production by denitrification and nitrification, suggesting a change in the O₂ availability in soil as also reported by Klemedtsson et al. (1988). Soil respiration and nitrification increased linearly by increasing WFPS up to 76% above which both processes tended to slow down as a result of O₂ shortage. Schjønning et al. (2003) reported that maximum aerobic activity coincided with maximum net nitrification and CO₂ production rates at 63, 83 and 82% WFPS values in three winter wheat cultivated soils of Denmark.

The N₂O and N₂ losses of the studied soil under laboratory conditions were smaller than those of other studies using soils from Costa Rica. Soils from coffee shaded plantations of the Central Valley of Costa Rica incubated at 25°C for 6 h, in presence of 10 kPa C₂H₂, without N substrate addition and at a moisture value of 35% emitted 732 ng N₂O-N g⁻¹ d.w. d⁻¹ (Babbar and Zak 1995), whereas our soils incubated with 10 kPa C₂H₂ at 39 and 58% WFPS (gravimetric moisture of 28.5 and 42.7%) emitted only 1 and 1.3 ng N₂O-N g⁻¹ d.w. d⁻¹ after 6 days, respectively. Such difference could be due to differences in soil structure and organic matter content. The soils studied by Babbar and Zak (1995) were more sandy and less silty than that studied here and contained more soil organic matter (6.23, 7.04 and 9.04%) because of the incorporation into the soil of the biannual pruning residues of the shade tree *Erythrina spp.* Soils sampled from La Selva, a highly humid zone of Costa Rica (mean annual precipitation of 4,000 mm), under a primary forest and a deforested area with or without growing vegetation (Robertson and Tiedje 1988) showed N₂O + N₂ losses by denitrification (in presence of 10 kPa C₂H₂) of 549, 785 and 1.7 µg N m⁻² h⁻¹, respectively, when the soils were incubated with 100 µgN-NO₃⁻ and 10 ml of water. The authors, however, did not report the moisture content of intact soil cores. The denitrification rates of the forest soil and the deforested soil with growing vegetation were similar to the denitrification (N₂O + N₂) rates (758 µg N m⁻² h⁻¹) measured here at 87% WFPS.

Very little N₂O was released by denitrification in comparison with N₂O emitted by nitrification. This seems to support the hypothesis by Robertson and Tiedje (1987) that nitrifiers are the main producers of N₂O in many agricultural soils.

The N₂O production by autotrophic nitrification in our soil contradicts what stated by Yoshinari (1993) who suggested an insignificant production at soil pH below 6, by considering what reported with cell suspensions of *Nitrosomonas europaea* by Hynes and Knowles (1984). The sensitivity of cell suspensions of autotrophic nitrifiers to low pH is well established and for this reason De Boer and Kowalchuk (2001) have proposed that autotrophic nitrification possibly is restricted to pH-neutral micro-sites in acid soils.

The "in situ" contribution of nitrification and denitrification to the N₂O emission vary with climate, soil conditions, management and O₂ availability (Skiba and Smith 2000). Under laboratory and non-limiting N conditions, it is possible to study the effect of the O₂ availability in soil. A French soil sampled under maize produced the largest N₂O fluxes by denitrification under complete anoxic conditions, but when O₂ reached a concentration as small as 0.35 kPa, nitrification became the main source of N₂O (Khalil et al. 2004). This confirms our finding that N₂O is mainly produced by nitrification at 87% WFPS. The model of gaseous N emissions proposed by Davidson (1991) suggests that N₂O emissions by nitrification occur between 30 and 70% WFPS with a maximum at 50%, whereas N₂O emissions by denitrification occur between 50 and 90% WFPS with a maximum at 70%. In addition, N₂ starts being emitted at 70% WFPS and is the main product of N emissions when soil moisture exceeds 75% WFPS. In this model the maximum of total N₂O emissions by nitrification and denitrification was reached at a WFPS of 60%. In our study, the highest N₂O emission was observed at 87% WFPS. This value may have not been the maximum since no measurement was carried out at higher moisture values than 87% WFPS. However, maximum emissions of N₂O were also observed at 80–85% WFPS values by Veldkamp et al. (1998) in a volcanic Andic tropical soil sampled under pasture and banana plantation in Costa Rica or under sugar cane plantations in Hawaii.

The relationship between nitrification rates and N₂O production rates by nitrification was linear until 76% WFPS and exhibited a ratio of 0.25%, close to the value of 0.39% calculated by Maag and Vinther (1996) for Danish sandy soils incubated at 15°C and 70% of field capacity for 11 days. It differed respect to the 0.06% ratio calculated by Garrido et al. (2002) for four French soils incubated at low water potentials.

The rates of denitrification measured in presence of C₂H₂ should not have been affected by the absence of nitrification since the nitrate quantity was not limiting (Table III.2).

At soil moistures typically observed in the field (between 52 and 70% WFPS), our soil did not produce N₂ by denitrification. Babbar and Zak (1995) did not find any influence of 10 kPa C₂H₂ on N₂O emissions from Udands soils under coffee plantations of the Central Valley of Costa Rica, probably due to the acid pH (<pH 5) of soils partly resulting from coffee fertilisation practices (Bornemisza et al. 1999).

The N₂O/N₂ ratio of denitrification can decrease by decreasing the NO₃⁻ and NO₂⁻ concentrations, O₂ concentration, available C, sulphide concentration and by increasing soil temperature (Van Cleemput 1998). During the experiment NO₃⁻ concentration was not limiting and decreases in O₂ (or increases in WFPS), below 87% WFPS, had almost no effect on N₂O and N₂ productions. Furthermore, in situ measurements (data not shown) have proved that soil temperatures are stable over the year (19.5°C±1.5°C), and thus, we could expect in situ N emissions by denitrification as N₂O rather than as N₂.

In conclusion, the soil studied showed relatively small N₂O and N₂ productions within a range of 39–87% WFPS. Despite the low soil pH, autotrophic nitrifiers were the main responsible of N₂O production. Between 39 and 76% WFPS a linear relationship was established between WFPS and soil respiration, nitrification and N₂O released by nitrification while denitrification remained small and only produced N₂O. Under waterlogged conditions (87% WFPS), nitrification remained the major source of N₂O and denitrification mainly produced N₂.

Acknowledgment

The authors thank ICAFÉ for providing the study site. The laboratory experiment and soil analyses were carried out at CATIE, Costa Rica and gas analyses at CIRAD, France. The authors thank Franklin Lopez for the technical assistance, Patricia Leandro for soil analyses and Patrice Cannavo for advice. The European Commission (INCO project CASCA, ICA4-CT-2001-10071) provided part of the operational costs of this research. Many thanks to the anonymous reviewers and to Paolo Nannipieri for their constructive comments.

B.5 References

- Babbar L, Zak D (1995) Nitrogen loss from coffee agroecosystems in Costa Rica: leaching and denitrification in the presence and absence of shade trees. *J Environ Qual* 24:227-233
- Bornemisza E, Collinet J, Segura A (1999). Los suelos cafetaleros de América Central y su fertilización. In: Bertrand B, Rapidel B (eds) *Desafíos de la caficultura en CentroAmérica*. IICA, PROME CAFÉ, CIRAD, IRD, CCCR, San José, Costa Rica, pp 97–137
- Davidson EA (1991) Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers JE, Whitman WB (eds) *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides and halomethanes*. ASM, Washington DC, pp 219-234
- De Boer W, Kowalchuk GA (2001) Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biol Biochem* 33:853–866
- FAO (2005) FAOSTAT data

- Garrido F, Hénault C, Gaillard H, Pérez S, Germon JC (2002) N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biol Biochem* 34:559–575
- Hall SJ, Matson PA (1999) Nitrogen oxide emissions after N additions in tropical forests. *Nature* 400:152–155
- Henríquez C, Cabalceta G (1999) Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola. ACCS (Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo), San José, Costa Rica
- Hynes RK, Knowles R (1984) Production of nitrous oxide by *Nitrosomonas europaea*: Effects of acetylene, pH, and oxygen. *Can J Microbiol* 30:1397–1404
- InfoStat G (2004) InfoStat. Córdoba, Argentina, FCA, Universidad Nacional de Córdoba
- IPCC (2001) Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB (2006) World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports N°103. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome
- Khalil K, Mary B, Renault P (2004) Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. *Soil Biol Biochem* 36:687–699
- Klemetsson L, Svensson BH, Rosswall T (1988) Relationships between soil moisture content and nitrous oxide production during nitrification and denitrification. *Biol Fertil Soils* 6:106–111
- Linn D, Doran JW (1984) Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. *Soil Sci Soc Am* 48:1267–1272
- Maag M, Vinther FP (1996) Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Appl Soil Ecol* 4:5–14
- Mata RA, Ramírez JE (1999) Estudio de caracterización de suelos y su relación con el manejo del cultivo de café en la provincia de Heredia. ICAFE, San José, Costa Rica
- Montzka SA, Fraser PJ, Butler JH, Connell PS, Cunnold DM, Daniel JS, Derwent RG, Lal S, McCulloch A, Oram DE, Reeves CE, Sanhueza E, Steele LP, Velders GJM, Weiss RF, Zander RJ (2003) Controlled substances and other source gases, Chapter 1. In: WMO (World Meteorological Organization) (eds) Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2002. Geneva, pp 1.51–1.61
- Mulvaney RL (1996) Nitrogen Inorganic Forms. In: Sparks DL (ed) Methods of soil analysis. Part 3: chemical methods 3rd (edn): SSSA and ASA, Madison, WI, pp 1123–1160

- Reynolds-Vargas JS, Richter DD, Bornemisza E (1994) Environmental impacts of nitrification and nitrate adsorption in fertilized Andisols in the Valle Central of Costa Rica. *Soil Sci* 157:289–299
- Robertson GP, Tiedje JM (1987) Nitrous oxide sources in aerobic soils: nitrification, denitrification and other biological processes. *Soil Biol Biochem* 19:187–193
- Robertson GP, Tiedje JM (1988) Deforestation alters denitrification in a lowland tropical rainforest. *Nature* 336:756–759
- Schjønning P, Thomsena IK, Moldrupb P, Christensen BT (2003) Linking soil microbial activity to water- and air-phase contents and diffusivities. *Soil Sci Soc Am* 67:156–165
- Skiba U, Smith KA (2000) The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere-Global Change Sci* 2:379–386
- Sumner ME, Miller WP (1996) Cation exchange capacity and exchange coefficients. In: Sparks DL (ed) *Methods of soil analysis. Part 3: chemical methods*, 3rd (edn): SSSA and ASA. Madison, WI, pp 1220–1221
- Van Cleemput O (1998) Subsoils: chemo- and biological denitrification, N₂O and N₂ emissions. *Nutr Cycl in Agroecosys* 52:187–194
- Veldkamp E, Keller M, Nuñez M (1998) Effect of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochem Cy* 12:71-79
- Webster EA, Hopkins DW (1996) Contributions from different microbial processes to N₂O emission from soil under different moisture regimes. *Biol Fertil Soils* 22:331–335
- Wrage N, Velthof GL, Van Beusichem ML, Oenema O (2001) Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol Biochem* 33:1723–1732
- Yoshinari T (1993) Nitrogen oxide flux in tropical soils. *Tree* 8:155–156

C The use of process-oriented models to analyse determinism of N₂O emissions and estimate annual budgets in coffee systems in Costa Rica

(Article à soumettre dans Soil Biology and Biochemistry)

Kristell Hergoualc'h^{1&2}, Catherine Hénault³, Patrice Cannavo¹, Ute Skiba⁴, Robert Oliver¹, Jean-Michel Harmand¹

¹Centre de coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD). UR Ecosystèmes de Plantations, s/c UR SeqBio-IRD (SupAgro), 2 place Viala, Bât. 12, 34060 Montpellier cedex 01, France

²Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Departamento de Agricultura y Agroforestería, 7170 Turrialba, Costa Rica

³Institut National de Recherche en Agronomie (INRA), UMR Microbiologie et Géochimie des Sols. 17 rue de Sully – BP 86510. 21065 Dijon Cedex. France

⁴Center of Ecology and Hydrology (CEH). Bush Estate. Penicuik EH26 0QB. Scotland. UK

Résumé

La dynamique de l'humidité du sol et des flux de N gazeux (N₂O, N₂) ont été simulés à des pas de temps horaire, quotidien et saisonnier avec, respectivement, le modèle mécaniste PASTIS et les modèles orientés-process NGAS et NOE, sur une période de 1 an, pour deux types de cultures de café fortement fertilisées (250 kg N ha⁻¹ an⁻¹) : une monoculture (CM) et une culture ombragée par une légumineuse fixatrice de N₂ *Inga densiflora* (CIn). NGAS et NOE ont utilisé comme entrée la base de donnée des mesures de terrain (densité apparente, teneur en azote minéral, température et respiration du sol) et ont été paramétrisés avec les activités microbiennes spécifiques des sols. Pour cela, la minéralisation nette a été estimée au travers d'incubations "in situ" tandis que la nitrification et la production associée de N₂O, les potentiels de dénitrification et la proportion de N dénitrifié émis sous forme de N₂O ont été mesurés au laboratoire. Le pas de temps horaire est celui qui a le mieux modélisé l'humidité du sol et les flux de N₂O par NGAS et NOE; d'après les critères statistiques d'association et coïncidence entre valeurs observées et prédites. La dynamique de l'humidité des sols a été simulée de façon satisfaisante par PASTIS et les flux de N₂O simulés par NGAS et NOE (3,0 and 2,1 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour NGAS; 7,1 and 3,7 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour NOE, respectivement dans CM et CIn) ont été proches des flux annuels observés (4,3 and 5,8 kg N ha⁻¹ an⁻¹, respectivement dans CM et CIn). Les activités biologiques des sols étudiés, impliquées dans la production de N₂O, ont présenté des valeurs faibles ce qui explique les flux "moyens" observés dans des conditions environnementales très favorables (température, humidité, teneur en azote minérale du sol) aux processus de nitrification-dénitrification. Les différentes méthodes utilisées pour évaluer le bilan de N₂O ont conclu sur un effet modéré de la présence d'une légumineuse dans une culture caféière sur les émissions de N₂O.

Mots clé : agroforesterie, Andosol, dénitrification, *Inga densiflora*, minéralisation, nitrification, taux de remplissage en eau de la porosité du sol (WFPS)

Abstract

Soil moisture and N gaseous fluxes (N₂O, N₂) dynamic were simulated at hourly, daily and seasonally time steps with, respectively, the mechanistic model PASTIS and the process-oriented models NGAS and NOE, for a one year period, in two types of highly fertilized (250 kg N ha⁻¹ y⁻¹) coffee cultivation: a monoculture (CM) and a culture shaded by the N₂ fixing legume species *Inga densiflora* (CIn). NGAS and NOE used as inputs the database of field

measurements (bulk density, soil mineral nitrogen content, temperature and respiration) and were parameterized with the soils specific microbial activities. For this purpose, net N mineralization was estimated through "in situ" incubations while nitrification and related N₂O production rates, denitrification potential rates and the proportion of denitrified N emitted as N₂O were measured in the laboratory. The hourly time step modelled the best soil moisture and N₂O fluxes by both NGAS and NOE; according to statistical criteria of association and coincidence between observed and predicted data. Soil moistures dynamic were satisfactorily simulated by PASTIS and simulated N₂O fluxes by both NGAS and NOE (3.0 and 2.1 kg N ha⁻¹ y⁻¹ for NGAS; 7.1 and 3.7 kg N ha⁻¹ y⁻¹ for NOE, respectively for CM and CIn) were close to the observed annual fluxes (4.3 and 5.8 kg N ha⁻¹ y⁻¹, respectively for CM and CIn). Biological activities involved in N₂O production of both studied soils presented small values which explained the "medium" fluxes observed in environmental conditions largely favourable (soil temperature, moisture and mineral N content) to the nitrification-denitrification processes. The different methods used for assessing N₂O budget concluded on a moderate effect of the presence of a leguminous tree in coffee culture on N₂O emissions.

Keywords: agroforestry, Andosol, denitrification, *Inga densiflora*, mineralization, nitrification, Water-filled pore space (WFPS)

C.1 Introduction

Nitrous oxide (N₂O) plays important roles in the atmosphere both as a long-lived greenhouse gas (IPCC, 2001) and by contributing to the destruction of stratospheric ozone (Montzka et al., 2003). The atmospheric N₂O concentration increase is largely due to increased use of N fertiliser in agriculture. Coffee agriculture that represents 7.5% of the world's permanent crops (FAO, 2005) uses large amounts of N fertiliser (up to 350 kg N ha⁻¹ year⁻¹). Both denitrification and nitrification are the main sources of N₂O emitted by soils. Denitrification is responsible for the anaerobic reduction of NO₃⁻ and NO₂⁻ to N₂O and N₂; nitrification is the aerobic oxidation of NH₄⁺ to NO₂⁻ and NO₃⁻, with N₂O production in either oxic or anoxic (nitrifier denitrification; Wrage et al. (2001)) conditions (Hergoualc'h et al., 2007b).

Assessment of N₂O fluxes from agro-ecosystems would ideally require continuous, year-round, and spatially extensive measurements (Froking et al., 1998). Unfortunately this can be rarely achieved and most of "in situ" N₂O studies do dispose only of sets of punctual N₂O fluxes data accompanied with correspondent soil temperature, moisture and surface nitrate and ammonium concentrations. Thus, the annual N₂O budget is generally estimated by linear interpolation between punctual measurements; despite the risk on one hand of overestimation, especially when N₂O emissions were measured after fertilizer applications and on the other hand, of underestimation if punctual peaks were not captured.

The use of 'process-oriented' models may be a valuable methodology to improve the estimation of the N₂O annual budget from a database of punctual measurements. A number of 'process-oriented' simulation models of different complexity level have been developed over the last several years (Froking et al., 1998). Some of them, called 'soil-plant' models, integrate the simulation of both N₂O fluxes and regulation parameters of nitrification and denitrification processes from a database describing the agroecosystem (soil characteristics, cultivated plants, technical itinerary, etc.). For example DNDC (Li, 2000), CENTURY (Parton, 1996) simulate (1) soil climate dynamics, (2) plant growth, nutrient uptake, and litterfall, (3) decomposition of soil organic matter, and (4) nitrogen mineralization and transformations (Froking et al., 1998). When they are well informed, these models are very useful for testing hypotheses about the effects of changes in agricultural management or environmental conditions (Froking et al., 1998). Unfortunately, these models can be laborious to calibrate because of the complexity of the submodels interactions. Some other authors have focused on exclusively the algorithm assessing N₂O fluxes from an environmental database. NGAS (Parton et al., 1996) was specially designed to run with data collected during field N₂O experiments (see above). NOE (Hénault et al., 2005) requires both such an environmental database and biological parameters determined in the laboratory, characterizing current soil nitrification and denitrification processes.

In order to simulate temporal patterns of N₂O fluxes for estimating annual N₂O budget, NGAS and NOE have to be coupled with a model of soil moisture simulation. Soil water-filled pore space has a large influence on nitrogen gas fluxes, thus an accurate simulation of soil moisture is a key element for a successful simulation of N₂O fluxes. Both mechanistic (PASTIS, Lafolie (1991)) and reservoir type (STICS, Brisson et al. (2002)) models can be used to simulate soil moisture dynamics. Nevertheless, Gay (2002) considers that mechanistic models are more complex to parameterize but generally more accurate.

The aim of this paper was to simulate soil N₂O fluxes and evaluate annual N₂O budgets, using the models NGAS and NOE coupled with PASTIS, for coffee cultivated (1) as a monoculture and (2) as a shaded culture by N₂ fixing leguminous trees; in intensively managed systems under tropical climate (Hergoualc'h et al., 2007a).

C.2 Materials and methods

C.2.1 Site description

The study area was located at the Research Station of the Coffee Institute of Costa Rica (Icafé), in the Central Valley at San Pedro de Barva, 10 km west of San José, Costa Rica (10°02'N, 84°08'O; 1180 m above sea level). The mean annual air temperature was about 21°C and the annual precipitation from the 1/10/04 till the 30/09/05 was 2886 mm; the dry season began on the 4/11/04 and ended on the 27/03/05 (Hergoualc'h et al., 2007a). The soil, typically well structured, deep and permeable derived from the weathering of volcanic ashes. It was classified as an Andosols ([IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB 2006]) and as a Dystric Haplustands (Mata et Ramírez, 1999). The slope of the site was about 7% in both plots.

C.2.2 Experimental design

Field studies were carried out during one year (6/10/04 - 8/09/05) on two adjacent coffee plantations. One plot was in monoculture (CM) while the other one was shaded by the N₂ fixing leguminous tree *Inga densiflora* (CIn). Both systems were established in June 1997 on an area previously used for coffee cultivation: monoculture in the case of CIn and coffee associated with a few trees of *Eucalyptus* sp. in the case of CM. In the CIn plot, *Coffea arabica* var. Catuaí was planted at 2 x 1 m (4722 plants ha⁻¹) and the *Inga* tree species at 6 x 6 m within the coffee rows (278 trees ha⁻¹, height 7 m in 2004), which is a total of 5000 tree + coffee plants ha⁻¹. In the CM plot, coffee was planted at 2 x 1 m (5000 plants ha⁻¹). Both plots were fertilized with an annual average of 250 kg N ha⁻¹, 30 kg P ha⁻¹ (triple super phosphate), 100 kg K ha⁻¹ (KCl) and 80 kg Mg ha⁻¹ (MgO). During this experiment, fertilizer N was applied as NH₄NO₃ at 70 kg N ha⁻¹ on the 29/10/04 and urea (NPKMg: 18-3-10-8) at 90 kg N ha⁻¹ on both the 24/05/05 and the 26/07/05. The granular fertilizer was spread by hand

to the base of the coffee trees. Therefore a distinction was made between the fertilized zone (FZ), a 0.26 m² square centred at 0.25 m uphill from the coffee plant and the non fertilized zone (NFZ), the rest of the plot. The FZ and NFZ were estimated to represent 13% and 87% of the total area, respectively (Hergoualc'h et al., 2007a).

C.2.3 Soil properties and gaseous fluxes (N₂O, CO₂)

Soil properties are presented in Table III.4. The soil texture can be qualified as fine in both treatments (Chamayou et Legros, 1989). Soil water retention curves were established for soil from the top 0-10 cm layer of each system, air dried for 24 h and sieved (2-mm), by measuring the soil gravimetric water content of 5 replicates for suctions (ψ) of -0.1, -1, -3.3, -10, -50 and -150 MPa. Soil water potentials were managed with ceramic plates and gravimetric water contents were determined by oven drying samples at 105°C for 24h. Soil saturated hydraulic conductivity was measured on soil cores collected in triplicates in metal cylinders (7.5 cm diameter, 7.5 cm height), saturated with water for 48 h and submitted to a constant hydraulic charge of 6 cm. The water passing through the soil was recollected and continually weighted every 10 minutes. The soil saturated hydraulic conductivity was calculated with Darcy's law (Brady and Weil, 2002).

Table III.4: Properties of the soils (0-10 cm) of the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica. FZ: Fertilized Zone. NFZ: Non Fertilized Zone. Mean (standard error, n). The methodologies used to determine these properties were described in Hergoualc'h et al. (2007a)

		CM		CIn	
pH		4.92 ^a (0.24, 4)		4.67 ^a (0.06, 8)	
Total C	(%)	3.60 ^a (0.14, 5)		3.70 ^a (0.16, 8)	
Total N	(%)	0.32 ^a (0.01, 5)		0.36 ^b (0.01, 8)	
C.E.C. ^a	(cmol kg ⁻¹)	42.47		44.12	
Sand/Silt/Clay	(%)	36.9 ^a /35.3 ^a /27.9 ^b (0.9/1.0/1.0, 7)		40.6 ^b /37.1 ^a /22.3 ^a (0.7/0.4/0.7, 10)	
Particle density	(g cm ⁻³)	2.53 ^a (0.00, 3)		2.53 ^a (0.01, 3)	
Bulk density	(g cm ⁻³)	FZ	NFZ	FZ	NFZ
		0.98 ^b (0.02, 6)	1.04 ^b (0.02, 6)	0.86 ^a (0.01, 6)	0.93 ^a (0.02, 5)

Means for the two coffee systems followed by different letters (α , β) are significantly different from each other (P<0.05)

^a Cation Exchange Capacity (0-15 cm), no repetition of the measurement

Between the 6/10/04 and the 8/09/05, concomitantly with gaseous flux measurements, soil temperature was measured with a thermometer at a 5 cm depth and soil was sampled, from 6 random locations in each position (FZ and NFZ), in the top 10 cm to analyze its mineral

nitrogen content (NH₄⁺, NO₃⁻) (Hergoualc'h et al., 2007a) and gravimetric moisture used to calculate the soil water-filled pore space (WFPS) (Linn and Doran, 1984).

The N₂O and CO₂ fluxes from the soil were measured by the static chamber method as described in Hergoualc'h et al. (2007a). During the one year experiment, 2 complementary sequences of measurements were performed. The first one consisted of measurements distributed at regular intervals (one month) over the year. The second one was an intensive investigation of the periods following N fertilization, which was suspected to induce larger fluxes. Therefore, in May 2005, measurements were carried out daily from the day before the fertilizer application (23/05) until 7 days after it (31/05) and then 10 (03/06), 13 (06/06) and 21 days (14/06) after fertilization. In July 05, fertilizer was again applied on the 26/07 and measurements were carried out 3 (29/07), 16 (11/08) and 44 days (08/09) later.

C.2.4 Methodologies for assessing annual N₂O fluxes

Annual N₂O fluxes, for each zone (FZ, NFZ) of each coffee system (CM, CIn) were firstly estimated by linear integration between the measurement dates and were extrapolated to the plot scale using the proportion occupied by each zone of the total plot area: $N_{2O_{\text{Syst}}} = 87\% N_{2O_{\text{Syst NFZ}}} + 13\% N_{2O_{\text{Syst FZ}}}$, being $N_{2O_{\text{Syst NFZ}}}$ and $N_{2O_{\text{Syst FZ}}}$ the annual N₂O fluxes in the fertilized and non fertilized zones.

We also used two process-oriented models, NGAS (Parton et al., 1996) and NOE (Hénault et al. 2005) to calculate annual N₂O fluxes.

Total N₂O emissions simulated by NGAS are the sum of simulated N₂O produced by nitrification and by denitrification. Fluxes of N₂O produced by nitrification are defined by:

$$N_{2O_{\text{NIT}}} = N_{\text{H}_2\text{O}} N_{\text{pH}} N_t (K_{\text{mx}} + N_{\text{mx}} N_{\text{NH}_4}) \quad (1)$$

Where $N_{\text{H}_2\text{O}}$, N_{pH} , N_t and N_{NH_4} are the effect of, respectively, WFPS, soil pH, temperature and ammonium content on nitrification. The $N_{\text{H}_2\text{O}}$ for the finest texture was used. K_{mx} , the soil specific N turnover coefficient was calculated from the mean annual net N mineralization rate for the soil 0-10 cm layer. According to Parton et al. (1996) N_{mx} , the maximum nitrification N₂O gas flux with excess soil NH₄⁺ was assessed by the maximum N₂O fluxes measured "in situ" after fertilization (Hergoualc'h et al., 2007a).

N (N₂O + N₂) gas fluxes produced by denitrification are defined by:

$$N_{\text{DENIT}} = \min [F_{\text{D}}(\text{NO}_3), F_{\text{D}}(\text{CO}_2)] \times F_{\text{D}}(\text{WFPS}) \quad (2)$$

Where $F_{\text{D}}(\text{NO}_3)$ is the maximum total N gas flux (g N ha⁻¹d⁻¹) for a given soil NO₃⁻ level (assuming high respiration rates), $F_{\text{D}}(\text{CO}_2)$ is the maximum total N gas flux for a given soil respiration rate (assuming high NO₃⁻ levels) and $F_{\text{D}}(\text{WFPS})$ is the effect of WFPS on the denitrification rate (Parton et al., 1996). The N₂:N₂O ratio ($R_{\text{N}_2:\text{N}_2\text{O}}$), and the N₂O and N₂ gas fluxes from denitrification ($N_{2O_{\text{DENIT}}}$ and $N_{2_{\text{DENIT}}}$) are calculated as follows:

$$R_{\text{N}_2:\text{N}_2\text{O}} = \min [F_{\text{R}}(\text{NO}_3), F_{\text{R}}(\text{CO}_2)] \times F_{\text{R}}(\text{WFPS}) \quad (3)$$

$$N_2O_{DENIT} = N_{DENIT} / (1 + R_{N_2:N_2O}) \quad (4)$$

$$N_{DENIT} = N_{DENIT} / [1 + (1/R_{N_2:N_2O})] \quad (5)$$

Where $F_R(NO_3^-)$, $F_D(CO_2)$ and $F_R(WFPS)$ are the effect on the ratio of, respectively, soil NO_3^- , respiration and WFPS (Parton et al., 1996).

Total N₂O emissions simulated by NOE (Hénault et al., 2005) also considers N₂O production by nitrification and denitrification. Nitrous oxide produced through nitrification (kg N ha⁻¹ d⁻¹) is defined as:

$$N_2O_{NIT} = zN_A \text{ when } WFPS < 0.62 \quad (6)$$

$$N_2O_{NIT} = r_{max} zN_A \text{ when } WFPS \geq 0.62 \quad (7)$$

Where z is the proportion of nitrified nitrogen emitted as N₂O, r_{max} is the maximum ratio of accumulated N₂O to denitrified nitrogen under anaerobic incubations and N_A is the actual nitrification rate (kg N ha⁻¹ d⁻¹):

$$N_A = 0 \text{ when } WFPS \geq 0.8 \quad (8)$$

$$N_A = N_W N_{NH_4} N_T \text{ when } WFPS < 0.8 \quad (9)$$

N_W , N_{NH_4} and N_T are response functions to soil water content (m_G), ammonium content and temperature, respectively. Amongst these functions, only N_W (kg N ha⁻¹ d⁻¹) is site-specific and $N_W = a \times m_G + b$.

Nitrous oxide produced through denitrification (kg N ha⁻¹ d⁻¹) is defined as:

$$N_2O_{DENIT} = r_{max} D_A \quad (10)$$

Where D_A is the actual denitrification rate (kg N ha⁻¹ d⁻¹) defined by NEMIS (Hénault and Germon, 2000) as:

$$D_A = D_P F_N F_W F_T \quad (11)$$

Where D_P is the potential denitrification rate (kg N ha⁻¹ d⁻¹), F_N , F_W and F_T are response factors to soil nitrate content, water-filled pore space (WFPS) and soil temperature, respectively.

Finally, N₂ produced through denitrification (kg N ha⁻¹ d⁻¹) is defined as:

$$N_2 = D_A - N_2O_{DENIT} \quad (12)$$

NGAS and NOE simulations were achieved at hourly, daily and seasonally time steps in basis of the respective soil moisture simulations with PASTIS. The simulations used as input variables the soil properties (bulk and particle densities and pH) specified in Table III.4, and the database of field measurements (soil temperature, N (NH₄⁺, NO₃⁻) content and respiration rate) presented in Hergoualc'h et al. (2007a). Simulations for the period 1-22/05/05, just before the May fertilization (24/05), used the N contents and soil respiration rates measured on the 23/05. Simulations for the days 1, 2, 4, 5/06 and the periods 7-13 and 15-30/06, after the May fertilization, used the mean D value of the N contents and soil respiration rates

measured on the 3, 6 and 14/06. Simulated annual N₂O fluxes were extrapolated to the plot scale the same manner as measured N₂O fluxes.

For each system, the FIE (the fertilizer-induced emissions expressed as percentage of the N applied) was calculated as the annual N₂O emissions minus the emission for a zero-N application from the same area (Stehfest and Bouwman, 2006). This latter emission was calculated from N₂O fluxes in the NFZ either measured during the dry and wet season period before fertilization or simulated with the corresponding model during the same periods.

C.2.5 Soil moisture simulation with PASTIS

The one-dimensional mechanistic model PASTIS (Predicting Agricultural Solute Transport In Soils) (Lafolie, 1991) was used for soil moisture simulation. The model is built around water transport (Darcy's law for both saturated and unsaturated conditions) and heat and solute transport (Cannavo et al., 2006). It requires as inputs, for soil moisture simulation, the rainfall, the runoff and the actual evapotranspiration (AET). Hourly rainfalls were recorded from the 1/10/04 till the 30/09/05 by a DAVIS[®] meteorological station; the daily runoff and actual evapotranspiration were measured as detailed in Siles (2007). Initial and bottom limit conditions of volumetric soil moisture and soil site specific properties (bulk and particle densities) must be specified. PASTIS estimates the parameters for the retention curve and hydraulic conductivity (Table III.5) with Van Genuchten relationships, in basis of, respectively, the measured soil retention curve and soil saturated hydraulic conductivity.

Volumetric soil moisture content of each coffee plot was simulated at an hourly time step, from the 1/10/04 till the 30/09/05, for several soil layers until 2 m depth. For each coffee system, the mean bulk density of the 0-10 cm soil layer of both zones (FZ and NFZ) (Table III.4) was used to convert simulated volumetric moisture contents of the 0-10 cm layer into WFPS. Initial volumetric soil moisture contents were measured on the 6/10/04 and limit conditions at the bottom of the soil profile (i.e. at 200 cm depth) were provided by soil water content measured once a month using an auger. Mean daily and seasonal simulated moisture contents (volumetric and WFPS) were calculated in basis of hourly simulations.

Table III.5: Water parameter values set in the PASTIS model, for the 0-10 cm soil layer of the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica

	CM	CIn
Retention curve $\psi(\theta)$		
Soil saturation volumetric water content θ_s (cm ³ cm ⁻³)	0.61	0.64
Soil residual volumetric water content θ_r (cm ³ cm ⁻³)	0.15	0.23
α (cm ⁻¹)	0.0223	0.0447
n	1.3037	1.4478
Hydraulic conductivity $K(\theta)$		
Saturated conductivity K_{sat} (10 ⁻⁶ m s ⁻¹)	3.8	8.3
n	1.4037	1.4478
Tortuosity u	0.5	0.5

Relationships for the retention curve $\psi(\theta)$ and the hydraulic conductivity $K(\theta)$ (Van Genuchten, 1980):

$$\psi(\theta) = \alpha \left[\left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{n}{n-1}} - 1 \right]^{\frac{1}{n}} \quad \text{and} \quad K(\theta) = K_{\text{sat}} \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^n \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{n}{n-1}} \right)^{\frac{n-1}{n}} \right]^2$$

C.2.6 Soil microbial activities measured to inform the process-oriented models

(i) Basic chemical analysis

Soil NO₃⁻ and NH₄⁺ contents were determined by shaking 10 g soil with 100 ml KCl for 1 h. Suspensions were centrifuged for 5 min at 1,260×g and the supernatants were filtered through Whatman 42 filters. Extracts were stored at 4°C for 15 days before analysis. Both NO₃⁻ and NH₄⁺ analyses were conducted on a continuous flow colorimeter (Alliance® Integral Futura equipment) using a cadmium reduction to nitrite and Griess reagent for NO₃⁻ and Berthelot reaction for NH₄⁺ (Mulvaney, 1996). To determine soil N₂O production, gas samples collected during experiments were stored in 10 ml evacuated glass vials (Exetainers) sealed with thick wax to avoid leakage during transportation from Costa Rica to France by air. The samples, sent by express mail, arrived 4 days after the end of the experiment and were analyzed within a week. Gas samples were analysed for N₂O on a Varian 3800 gas chromatograph, fitted with a poraplot Q column and an electron capture detector or, if larger than 10 µl l⁻¹, on a micro-GC Agilent MTI 200 fitted with a capillary poraplot column and a thermal conductivity detector.

(ii) Net N mineralization

Net N mineralization was periodically evaluated from July 2004 until February 2005 through "in situ" incubations of undisturbed soil cores (8 cm diam., 20 cm deep) for 28–36 days (Anderson and Ingram, 1993). In each plot, we randomly sampled two paired cores, one pair from the coffee row (FZ) and the other one midway between the rows (NFZ). One soil core of each pair was transported to the laboratory to determine NH₄⁺ and NO₃⁻ at the beginning of the incubation. The other core was incubated in a PVC tube (30 cm length with 10 cm above the soil surface) in its original position before mineral N content analysis. The bottom of the tube was sealed with a 100 mm mesh sieve to maintain moisture equilibrium inside-outside but preventing root in-growth. The top of the tube was covered to prevent leaching of mineral N by rain but lateral holes under the polyethylene cap allowed air circulation. Net mineralization was calculated as the difference of N mineral content between the end of the incubation and the initial value, divided by the time of incubation.

(iii) Nitrification rates and related N₂O production in function of soil moisture content

The methodology used was adapted from Garrido et al. (2002). Soil was sampled in April 2005 at 25 randomly chosen positions within each zone (FZ, NFZ) in both coffee systems (CM, CIn) and a composite soil sample was formed by pooling together the 25 sub-samples. Soil was incubated at three soil moisture values (around 15, 20 and 30%) and two acetylene partial pressures (0 and 10 Pa). Incubation conditions at low soil moisture and 1 mm sieving were chosen in order to favour no denitrification activity. Incubations with 10 Pa C₂H₂ were performed to demonstrate no denitrification activities. All treatments were replicated twelve times. Dry soil (50 g), was placed in a 570 ml airtight glass flask and treated with 93.7 mg SO₄(NH₄)₂-N (0.4 mg N g⁻¹ dry soil). Previously soils were air-dried for 48 hours, sieved (1 mm) and, when necessary, dried again with a gentle fan to reach the wanted soil moisture values. Flasks were incubated at 21°C for 9 days in the dark.

Measurements of N₂O in flasks atmosphere and of NH₄⁺ and NO₃⁻ in soil samples were performed at 0, 2, 5 7 and 9 days of incubation. Three of the twelve replicates were used for gas sampling while the soil from the nine others were used at 2, 5 and 7 days (three replicates for each day) for the sample destructive mineral N determination. Soil initial N content was determined on the dried soil at the beginning of the experiment and the final one on the three replicates used for gas measurements. The rates of nitrification and N₂O production by nitrification were calculated, for each moisture value, by linear regression with the time of incubation of, respectively, NO₃⁻ and N₂O concentrations in the 0 Pa C₂H₂ treatments. The coefficient z is the mean ratio, for the soil moistures studied, between the

N_2O production rate by nitrification $N_2O_{NIT(W)}$ ($mg\ N\ kg^{-1}\ d^{-1}$) and the nitrification rate N_w ($mg\ N\ kg^{-1}\ d^{-1}$), in the 0 Pa C_2H_2 treatments.

(iv) Denitrification potential

The methodology was adapted from Hénault and Germon (2000). In May 2005, intact soil cores (5cm diameter, 15 cm depth) were incubated in airtight PVC cylinders (20 cm depth) at a WFPS close to 100% and room temperature (23°C), in the light. The potential was measured on 10 replicates per zone (FZ, NZF) for each system (CM, CIn). Soil cores were treated with 100 ml KNO_3-N at 0.1 M ($0.5\ mg\ N\ g^{-1}$ dry soil) brought in 5 applications of 20 ml every hour, followed by a drying period of 36 hours. In order to make N_2O the end product of the denitrification process, 10 kPa of C_2H_2 were applied to each core 3 hours before gas sampling (Yoshinari, 1993). Denitrification rates were calculated from the increase of N_2O concentration in gas atmosphere using N_2O concentration determined after 0, 1, 2, 3 and 4 hours of incubation. At the end of the incubation, soil cores were weighted and sieved; their gravimetric moisture was determined by oven-drying (105°C) as well as their NO_3^- content to make sure the experiment was not N limited. The bulk density of each soil core was calculated as the ratio between the weight of dry soil and its volume and the water-filled pore space was then calculated using the formula proposed by Linn and Doran (1984).

The denitrification potentials calculation took into account N_2O dissolved in the soil solution using Henry's law. In case of WFPS achieved in the laboratory were slightly smaller than 100 %, the function which relates soil denitrification to soil WFPS published by Grundmann and Rolston (1987) was used to estimate potential denitrification rates at WFPS = 100 %.

(v) Transient accumulation of N_2O during denitrification

The methodology was adapted from Hénault et al. (2001). Soil was sampled in January 2005 at 25 randomly chosen positions within each zone (FZ, NFZ) in both coffee systems (CM, CIn) and a composite soil sample was formed by pooling together the 25 sub-samples. Soil was incubated at two different rates of acetylene (0 and 10 kPa), in anaerobic conditions (He). N_2O measured in the 0 Pa C_2H_2 treatment is the N_2O produced by denitrification while N_2O measured in the 10 kPa treatments revealed the total N gaseous ($N_2O + N_2$) produced by denitrification. All treatments were replicated three times. 50 g of dry soil were placed in a 570 ml airtight glass flask and treated with 50 ml of a KNO_3 solution concentrated at $100\ mg\ l^{-1}$ ($0.014\ mg\ N\ g^{-1}$ dry soil). Previously soils were air-dried for 48 hours and sieved (1 mm). After the first gas sampling (t_0), flasks were agitated for one hour on a horizontal shaker and were incubated at 21°C for 9 days in the dark. The atmosphere in the flask was sampled 1,

2, 4, 7 and 9 days after that for N₂O analysis. The coefficient of transient accumulation of N₂O during denitrification is defined as in Hénault et al. (2001) as:

$$r_{\max} = \text{Max} \left(\frac{N_2O_{0C_2H_2}}{N_2O_{10kPaC_2H_2}} \right)_{t_i}$$

where t_i is the time of incubation ($i = 1, 2, 4, 7$ or 9 days), $N_2O_{0C_2H_2}$ is the N₂O production in absence of C₂H₂ and $N_2O_{10kPaC_2H_2}$ is the one in presence of 10 kPa C₂H₂, that is to say the total gaseous N production (N₂O + N₂) by denitrification.

C.2.7 Statistics

Statistical analysis was performed using the software InfoStat (2004), with a probability level of 5% to test the significance of the treatments effects. The distribution of each variable was tested using the test of Shapiro-Wilks. The statistical analysis used to compare two means were t-test or non parametric test of Mann-Withney, respectively for normally and not normally distributed variables. For multicomparison ANOVA and the non parametric test of Kruskal Wallis were performed, respectively, on normally and not normally distributed variables.

The PASTIS, NGAS and NOE simulations were compared to field observations using graphics to capture dynamic trends, and statistical indicators of association and coincidence provided two different measures of the overall similarity between the simulated and measured values. A high association indicates that the shape of the simulated curve is similar to that measured, whereas a high coincidence indicates that the simulated values closely correspond to the measured values (Smith et al., 1996). Pearson's correlation between the simulated and measured values was used to assess the association while the root mean square error (RMSE) of the linear regression between observed and simulated values was calculated to assess the coincidence. The two statistical criteria were used to chose the modelling time step (hourly, daily or seasonally) that modeled the best soil moisture and N₂O fluxes by both NGAS and NOE.

C.3 Results

C.3.1 Soil microbial activities

(i) Net N mineralization

During the study period, almost all the mineral N in the 0–20 cm soil layer was in the NO₃⁻ form. For both systems, soil mineral N contents were larger ($p < 0.05$) during the dry than during the wet season (Figure III.7 (a)). Soil mineral N contents appeared to be smaller

($p < 0.05$) under CIn than CM, in July and August, while in September the opposite was observed. Soil N mineral contents of both systems were similar during the dry season (Figure III.7 (a)). Soil NH₄⁺-N values were in the range of 0.8–3.7 mg N kg⁻¹ d.w. and were similar for both systems.

The daily net N mineralization rates were in the range of 0.3–0.8 mg N kg⁻¹ d⁻¹ (Figure III.7 (b)) and showed seasonal patterns with smaller mean values during the dry season than during the wet one; statistically significant for the CIn plot only. Within each plot, daily rates did not differ significantly with the spatial position (in or between rows), and no difference was observed between CIn and CM, except in July when soil N mineralization of the CIn system was larger than in CM. Over the year, mean annual net N mineralization rates, calculated for the 0–10 cm soil layer, were 539 ± 68.6 and 520 ± 104 g N ha⁻¹ d⁻¹ for, respectively, the FZ and NFZ of the CM plot; 567.6 ± 86 and 567.3 ± 4.4 g N ha⁻¹ d⁻¹ for, respectively, the FZ and NFZ of the CIn plot. Differences between treatments were not significant. K_{mx}, the soil specific N turnover coefficient for the NGAS model (Table III.6), was then calculated by multiplying these rates by 0.03. This latter value was estimated as the mean of ratios (K_{max}/N_{min}) from Table 1 in Parton et al. (1996).

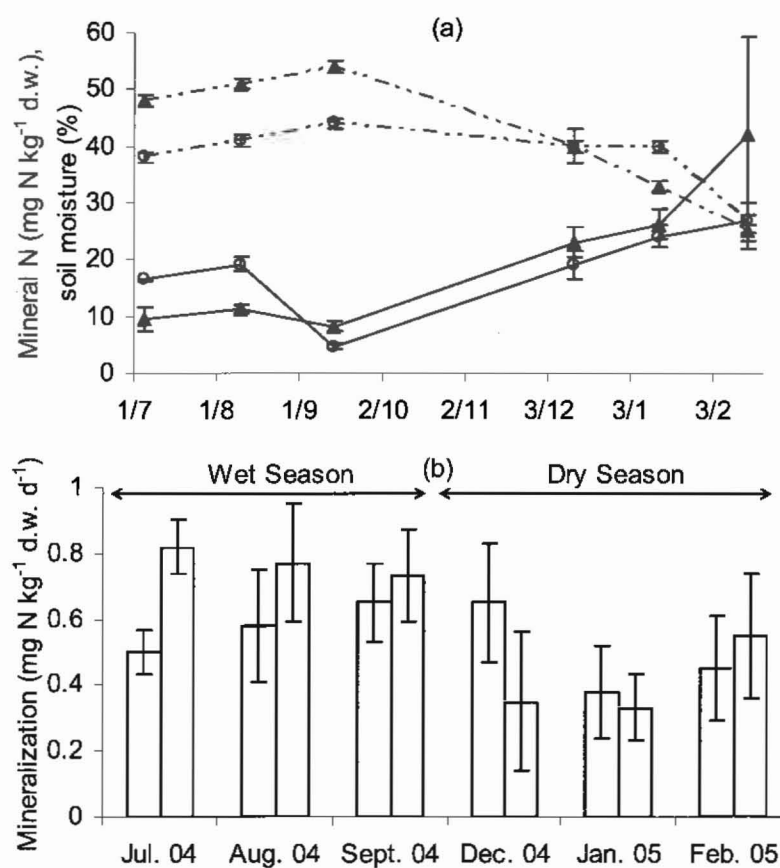


Figure III.7: Mineral N ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) dynamics (a, continue lines) and soil moisture (a, discontinue lines) and net N mineralization rates (b) in the top soil (0-20 cm) of the coffee monoculture (CM) (white circle and white bar for (a) and (b), respectively) and the shaded coffee plantation (CIn) (black triangle and shaded bar for (a) and (b), respectively) in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

Table III.6: Soil microbial characteristics integrated into NGAS (0-10 cm) for the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded plantation (CIn) in the Central Valley of Costa Rica. FZ: Fertilized Zone. NFZ: Non Fertilized Zone. Mean (standard error, n)

		(g N ha ⁻¹ d ⁻¹)	
		Kmx	Nmx
CM	FZ	16.2 (2.1, 18)	261.1 (12.6, 12)
	NFZ	15.6 (3.1, 19)	54.8 (4.7, 12)
CIn	FZ	17.0 (2.6, 14)	241.5 (27.0, 12)
	NFZ	17.0 (2.2, 19)	93.0 (15.3, 12)

(ii) Nitrification kinetic and N₂O production by nitrification

For NGAS parameterization, N_{mx}, the maximum nitrification N₂O gas fluxes were measured in Hergoualc'h et al. (2007a) and results are presented in Table III.6.

For NOE parameterization, nitrification was assessed to be the only process involved in N₂O production at soil water content less than 30 %. Soil nitrification rates were observed to increase with soil moisture (Table III.7). This increase was twice larger for the CM than for the CIn, in the FZ (Table III.8). The proportion of nitrified nitrogen emitted as N₂O was rather constant whatever the soil moisture (Table III.7) and was about twice larger for the CM than for the CIn, in the NFZ (Table III.8).

Table III.7: Rates of nitrification (N_w) and N₂O production by nitrification ($N_2O_{NIT(W)}$) of soils treated with N fertilizer and incubated for 9 days at three levels of gravimetric soil moisture (m_G) values. CM: coffee monoculture, CIn: Inga shaded plantation, FZ: Fertilized Zone and NFZ: Non Fertilized Zone. Mean (standard error, $n = 3$)

	m_G (%)	N_w (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	$N_2O_{NIT(W)}$ (µg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	
CM FZ	15.0	ns ^a	ns ^a	
	22.0	1.80 (0.28)	1.21 (0.13)	
	30.9	7.58 (0.64)	4.97 (0.11)	
	NFZ	16.2	0.64 (0.10)	0.21 (0.04)
		23.2	2.32 (0.31)	2.51 (0.12)
		24.6	2.85 (0.47)	3.26 (0.16)
CIn FZ	15.7	ns	ns	
	18.8	0.35 (0.10)	0.44 (0.04)	
	32.8	5.25 (0.52)	2.54 (0.23)	
	NFZ	16.8	ns	ns
		19.5	0.35 (0.13)	0.22 (0.05)
		36.1	4.16 (0.67)	1.42 (0.31)

^a ns: not significant

Table III.8: Soil microbial characteristics (0-10 cm) parameterizing NOE: potential denitrification rate (D_p), slope (a) and Y-intercept (b) of the relationship between soil nitrification rate N_w and soil gravimetric moisture m_G , mean proportion (z) of nitrified N (N_w) emitted as N₂O ($N_2O_{NIT(W)}$) and proportion of denitrified N emitted as N₂O (r_{max}). CM: coffee monoculture, CIn: Inga shaded plantation, FZ: Fertilized Zone and NFZ: Non Fertilized Zone. Mean (standard error, n)

		(kg N ha ⁻¹ d ⁻¹)				
		D_p	a	b	z	r_{max}
CM	FZ	0.623 (0.510, 50)	0.64 ^a	-12.24 ^a	0.00066	1
	NFZ	0.767 (0.615, 50)	0.27 (0.02, 3)	-3.66 (0.4, 3)	0.00085	1
CIn	FZ	0.754 (0.478, 50)	0.30 ^a	-5.36 ^a	0.00087	1
	NFZ	0.740 (0.480, 50)	0.21 ^a	-3.84 ^a	0.00048	1

^a No standard error since the relationships were established from two points only

(iii) Denitrification potential

For NOE parameterization, intact soil cores were incubated at mean WFPS of 93 and 94%, 86 and 93% for the FZ and NFZ of, respectively, CM and CIn. Low potential denitrification rates (D_p , Table III.8), less than 1 kg N ha⁻¹ d⁻¹, were observed. They were not statistically different between treatments. The standard errors of the denitrification potentials were large (Table III.8) as commonly obtained for measurements on intact soil cores (Hénault and Germon, 2000).

For NGAS parameterization, we used soil respirations and nitrate contents measured in Hergoualc'h et al. (2007a). Globally, respirations were larger than 10 kg C ha⁻¹ d⁻¹ and nitrate contents smaller than 100 mg N kg⁻¹ soil (Hergoualc'h et al., 2007a). Then, the min [$F_D(NO_3)$, $F_D(CO_2)$] (Eq. 2) was always $F_D(NO_3)$ (Parton et al., 1996). The maximum denitrified N fluxes (Eq. 2), calculated at a soil WFPS of 100% for the highest NO₃⁻ content observed in the field was 14.3 kg N ha⁻¹ d⁻¹, value much larger than the denitrification potential measured in this study (Table III.8).

(iv) Transient accumulation of N_2O during denitrification

For all zones and treatments, N_2O produced in anaerobiosis conditions was poorly reduced into N_2 (Figure III.8). This reduction was observed to start after 4 days of incubation for CM while it remained almost inexistent for CIn. Assuming that "if a soil is unable to efficiently reduce the N_2O produced through denitrification in anaerobic conditions, the N_2O produced through denitrification under field conditions will escape from the soil before being reduced" (Hénault et al., 2001), the proportion of denitrified N emitted as N_2O (r_{max}) was assessed to 1 for all treatments in NOE (Table III.8).

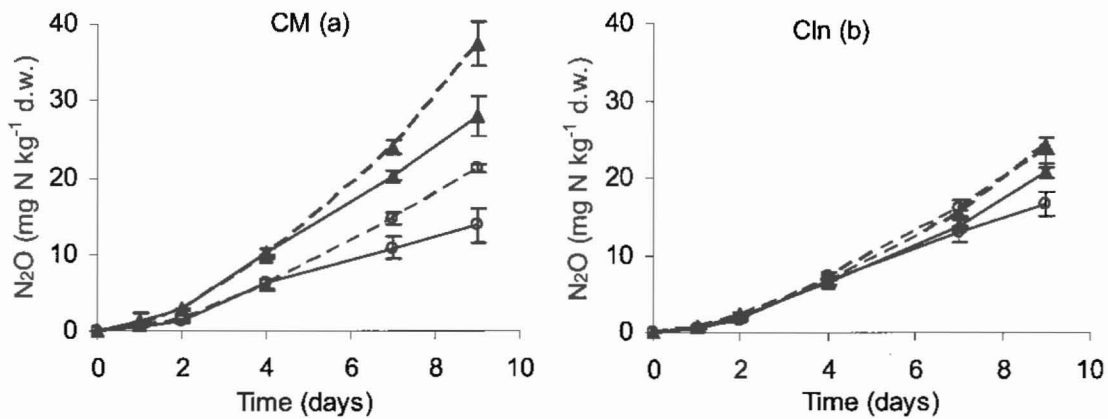


Figure III.8: N_2O production, at different partial pressures of C_2H_2 in the headspaces (0 Pa C_2H_2 , continue line; 10 kPa C_2H_2 , discontinue line), from 50 g soil d.w. of the fertilized (FZ, black triangle) and non fertilized (NFZ, white circle) zones of the coffee monoculture (CM) (a) and the shaded coffee plantation (CIn) (b) in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

C.3.2 Soil moisture and N gaseous fluxes (N_2O , N_2) simulations

The statistical criteria of association (Pearson coefficient) and coincidence (RMSE) between observed and predicted WFPS with PASTIS were similar for an hourly or a daily time step (Table III.9). The Pearson correlation coefficients were statistically significant ($p < 0.01$) and the RMSE were low with values < 0.005 which demonstrates the relevance of simulations. As the Pearson correlation coefficients between seasonal averages of the observed and predicted values were not significant (Table III.9); seasonal mean WFPS simulations were discarded. While soil WFPS were globally accurately simulated by PASTIS, especially, with a good representation of the dry season (Figure III.9), graphics analysis suggests nevertheless a better simulation for CM than for CIn (Figure III.9) although this was not statistically demonstrated (Table III.9).

The RMSE of the linear regression between observed and predicted N_2O fluxes by either NGAS or NOE was increased by 1000 when using daily time step simulations compared to

hourly ones; so, only the results obtained for hourly simulations will be presented and discussed.

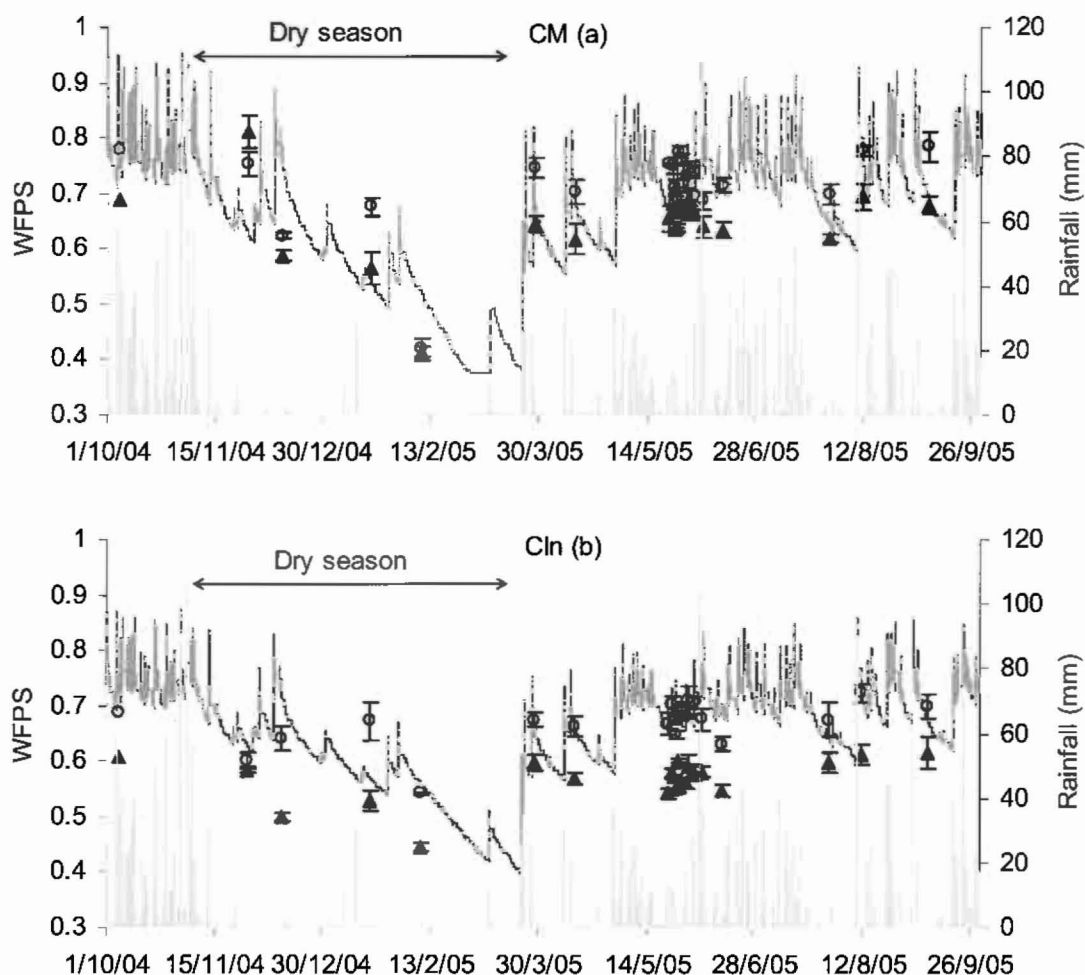


Figure III.9: Rainfall (light grey bar), soil water-filled pore space (WFPS) simulated (dark grey line) and measured in the fertilized (FZ, black triangle) and non fertilized (NFZ, white circle) zones of the coffee monoculture (CM) (a) and the shaded coffee plantation (CIn) (b) in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

Table III.9: Pearson correlation coefficients (r) with the associated probability values (p) between observed (mean value of the fertilized and non fertilized zones) and predicted WFPS and root mean square errors (RMSE) of the linear regression between observed and predicted WFPS by PASTIS model run at hourly, daily and seasonal time steps for the coffee monoculture (CM) and the shaded coffee plantation (CIn)

	Hourly time step			Daily time step			Seasonal time step		
	r	p	RMSE	r	p	RMSE	r	p	RMSE
CM	0.54	**	0.004	0.57	**	0.004	0.94	ns	0.0003
CIn	0.56	**	0.001	0.57	**	0.001	0.92	ns	0.0003

** $p < 0.01$ and ns: not significant

Both NOE and NGAS N_2O simulations peaked in the FZ after the October fertilization (Figure III.10), while no field measurements were performed during this period. Both models also simulated large N_2O fluxes in the FZ after the May and July fertilizations. Nevertheless simulated fluxes appeared underestimated for CIn, especially with NGAS (Figure III.10). A visual analysis of Figure III.10 suggests a better assessment of N_2O fluxes in both FZ by NOE than by NGAS. This is statistically confirmed for CM with a more significant correlation coefficient and a smaller RMSE (Table III.10). N_2O simulated fluxes in the NFZ were small with the exception of NOE simulation for the CM system (Figure III.11). The visual analysis of Figure III.11 suggests a better simulation of N_2O dynamic trends in the NFZ of the CIn system by NOE than by NGAS and this is statistically verified by a smaller RMSE (Table III.10). The non significance of the correlation between observed and predicted N_2O fluxes in the NFZ by NGAS (Table III.10) indicates that the shape of the simulated curve is not similar to that measured.

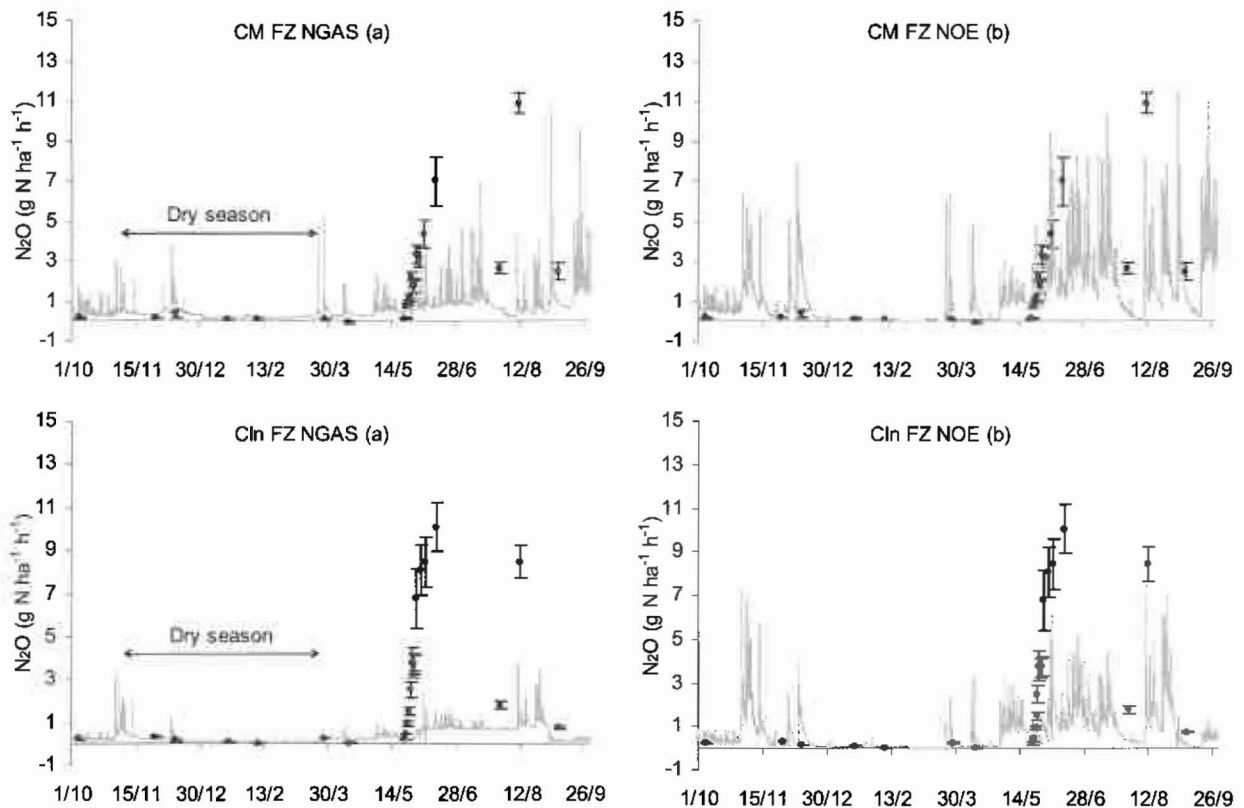


Figure III.10: Soil N_2O fluxes simulated (grey continue line) by NGAS (a) and NOE (b) and measured (black circle) in the fertilized zones (FZ) of the coffee monoculture (CM, top graphics) and the shaded coffee plantation (CIn, bottom graphics) in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

Table III.10: Pearson correlation coefficients (r) with the associated probability values (p) between observed and predicted N₂O fluxes and root mean square errors (RMSE) of the linear regression between observed and predicted N₂O fluxes by NGAS and NOE models run at an hourly time step with soil parameters of the fertilized (FZ) and non fertilized (NFZ) zones of the coffee monoculture (CM) and the shaded coffee plantation (CIn)

		r_{NGAS}	p_{NGAS}	RMSE _{NGAS}	r_{NOE}	p_{NOE}	RMSE _{NOE}
CM	FZ	0.45	*	5.9	0.67	***	4.1
CM	NFZ	0.41	ns	0.2	0.45	*	0.2
CIn	FZ	0.60	**	7.8	0.54	**	8.4
CIn	NFZ	0.11	ns	0.7	0.47	*	0.5

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ and *** $p < 0.001$; ns: not significant

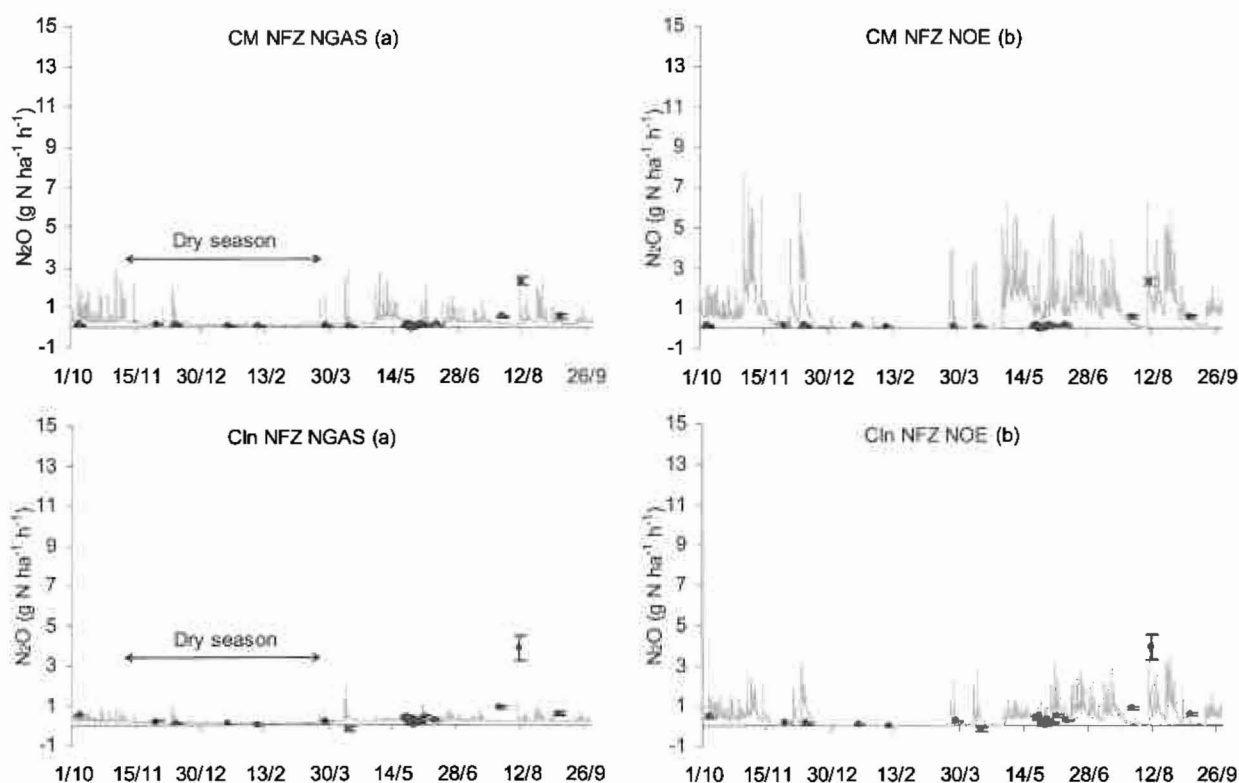


Figure III.11 : Soil N₂O fluxes simulated (grey continue line) by NGAS (a) and NOE (b) and measured (black circle) in the non fertilized zones (NFZ) of the coffee monoculture (CM, top graphics) and the shaded coffee plantation (CIn, bottom graphics) in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

Nitrification-induced N₂O fluxes simulated with NGAS were larger than those obtained with NOE (Figure III.12). Total denitrification rates (N₂O+ N₂) simulated with NGAS were very large: 48.2 and 18.8; 18.8 and 9.3 kg N ha⁻¹ y⁻¹, respectively for the FZ and NFZ, of CM and CIn. Only meanly 6.5% of these losses were in the N₂O form. On the contrary, because r_{max} , the proportion of denitrified N emitted as N₂O was 1 (Figure III.8, Table III.8) NOE simulated no N₂ gaseous losses. Denitrification-induced N₂O fluxes simulated with NOE were larger

than those obtained with NGAS (Figure III.12). NOE model attributed 80-90% of the annual N₂O emissions to the denitrification process while NGAS only 35-50% (Figure III.12).

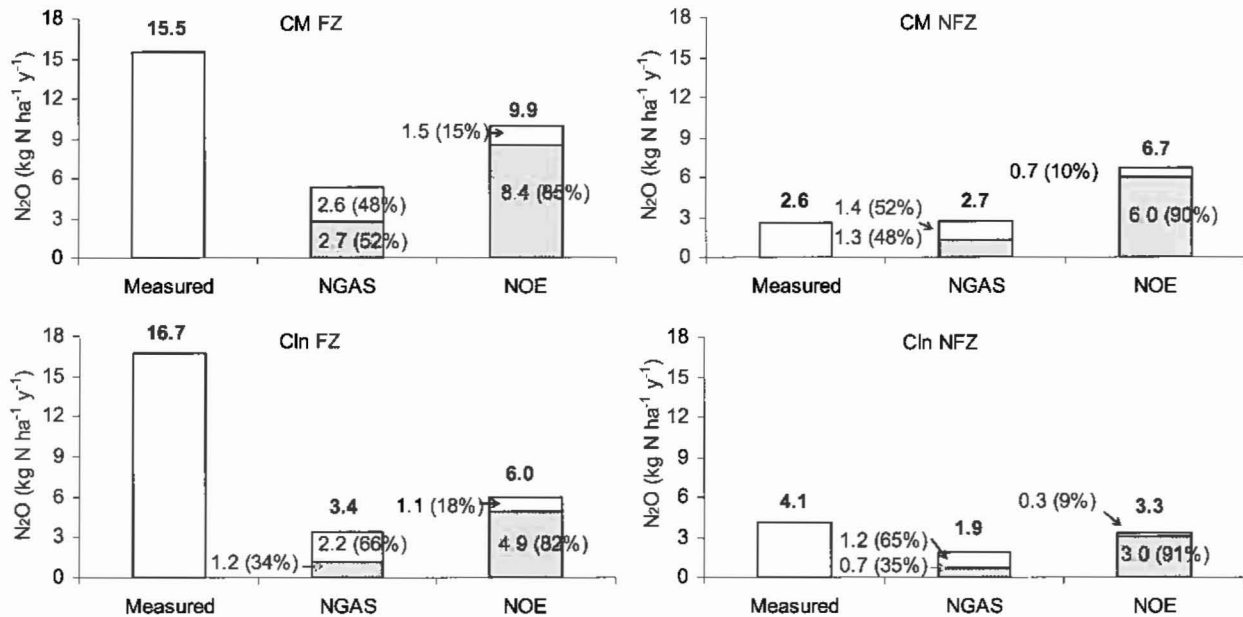


Figure III.12: Soil annual N₂O emissions estimated with field measurements (shaded bar) and with NGAS and NOE simulations, in the fertilized (FZ) and non fertilized (NFZ) zones of the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn), in the Central Valley of Costa Rica. N₂O simulated emissions are presented as the sum of N₂O emitted through denitrification (grey colour with its percentage of the total N₂O fluxes) and N₂O emitted through nitrification (white colour with its percentage of the total N₂O fluxes)

Annual N₂O emissions assessed through direct measurements reached 4.3 kg N ha⁻¹ y⁻¹ and 5.8 kg N ha⁻¹ y⁻¹ in CM and CIn, respectively (Table III.11). NGAS assessed smaller emissions, of 3 kg N ha⁻¹ y⁻¹ for CM and 2.1 kg N ha⁻¹ y⁻¹ for CIn, while NOE proposed some larger emissions, of 7.1 kg N ha⁻¹ y⁻¹ for CM and 3.7 kg N ha⁻¹ y⁻¹ for CIn. Both models agreed on attributing larger fluxes for CM while larger emissions were observed for CIn by direct measurements.

Table III.11: Soil annual N₂O emissions and (standard error, n) estimated with field measurements (N₂O_{MEAS}) and with NGAS (N₂O_{NGAS}) and NOE (N₂O_{NOE}) simulations, in the coffee monoculture (CM) and the Inga shaded coffee plantation (CIn), in the Central Valley of Costa Rica. Mean (standard error, n)

	N ₂ O _{MEAS}	N ₂ O _{NGAS}	N ₂ O _{NOE}
	(kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)		
CM	4.3 (0.3, 264)	3.0	7.1
CIn	5.8 (0.5, 264)	2.1	3.7

At the end, the different methodologies proposed that between 0.1 and 1.8% of the N applied was lost as N₂O (Table III.12). The measured and simulated N₂O emissions for zero-N application areas were close in CIn. In CM, the simulated values obtained with both NOE and

NGAS were larger than the measured ones (Table III.12). NGAS provided very small FIE values in both systems. Estimations made with NOE were close to the ones obtained from the field measurements (Hergoualc'h et al., 2007a).

Table III.12 : N₂O emissions for a zero-N application (N₂O_{0N}) and fertilizer-induced emissions (FIE) obtained from field measurements (Meas) (Hergoualc'h et al., 2007a) and from NGAS and NOE simulations

	Meas		NGAS		NOE	
	N ₂ O _{0N} (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	FIE (%)	N ₂ O _{0N} (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	FIE (%)	N ₂ O _{0N} (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	FIE (%)
CM	1	1.3	2.5	0.2	3.9	1.3
ClN	1.4	1.8	1.8	0.1	1.7	0.8

C.4 Discussion

The FIE obtained in this study were quite different according to the methodology of assessment used. Nevertheless, except the ones provided by NGAS, all the FIE obtained appeared relevant on the basis of actual knowledge (IPCC 2006). Due to the important global warming potential of N₂O, consequences in terms of greenhouse effect are different if 0.8 or 1.8 % of the applied N is lost as N₂O. So far, the question of the choice of methodology to interpolate punctual measurements is still under concern.

In this study, the first method used was the commonly practiced estimation by summing direct measurements (Stehfest and Bouwman, 2006). It is obvious that results obtained with this methodology clearly depend on the number of measurements and how they are distributed through agricultural and climate events. In this study we coupled two patterns for covering temporal variability by regular monthly measurements and specific measurements following fertilization. Despite a lack of measurements after the October fertilization, we expect this pattern has allowed us to capture the largest fluxes the studied ecosystem can reach as well as the fluxes dynamic.

The second method used was hourly calculation of N₂O emissions using process-oriented models. At the plot scale, since the N₂O temporal fluctuation is very important (Grant and Pattey, 2003), the annual estimation of N₂O fluxes from linear interpolation between punctual measurements can't be considered as the sole reference for testing the performance of models. The adequation between simulated and measured punctual fluxes is also essential. Visual analyses and statistics were then used to evaluate the simulations performance. Both gave some advantages to NOE but the calculation of RMSE demonstrated that some improvements for using NOE at the plot scale are still required. Gabrielle et al. (2002) have proposed two major reasons to explain discrepancies between measurements and

simulations: (i) the model is supplied with incorrect parameter values, or (ii) the model's structure (i.e. its set of equations) does not apply to the particular soil type, climatic conditions or agricultural practices tested.

Only two soil parameters were introduced into NGAS model: N_{mx} and K_{mx} , both used by the function calculating nitrification-induced N₂O emissions (Eq. 1). N_{mx} was defined according to Parton et al. (1996). K_{mx} was estimated with *in situ* mineralization rates as recommended in Parton et al. (1996). Daily net mineralization rates (annual averages of 0.52 and 0.63 mg N kg⁻¹ d.w. d⁻¹, respectively for CM and CIn), were within the range of rates reported by other authors from soil planted with coffee in Costa Rica (Harmand et al., 2007; Babbar and Zak, 1994). These rates did not differ between zones or between systems whereas N mineralization potentials measured in the laboratory (Hergoualc'h et al., 2007b) were 1.7 times larger for CIn (3.7 ± 0.2 mg N kg⁻¹ d.w. d⁻¹) than for CM (2.2 ± 0.2 mg N kg⁻¹ d.w. d⁻¹). Introducing into the CIn system simulations a K_{mx} 1.7 larger than the one of CM, yet, did not improve the simulations.

The use of NOE requires to measure in the laboratory the potential denitrification rate and the transient accumulation of N₂O during denitrification and to establish site specific relationships between soil moisture, nitrification rates and nitrification-induced N₂O.

This study provided the important information of both low potential denitrification rates and low N₂O reduction capacities of the studied soils in presence or not of a leguminous tree. These results suggested that no more than 1 kg N can be denitrified in the 10 first cm of these soils per ha and per day and that denitrified N would be mainly emitted as N₂O. Nevertheless some variations of the N₂O:(N₂O+N₂) ratio with the WFPS on soils from the CIn plot were previously observed (Hergoualc'h et al., 2007b). Such low potential denitrification rates were also estimated for tropical soils of Puerto Rico (Hénault et al., 2005), while potentials larger than 5 kg N ha⁻¹ d⁻¹ were generally observed on temperate soils (Hénault and Germon, 2000). Low capacities to reduce N₂O to N₂ were also previously observed on Gleyic Luvisols with a slightly acidic pH, under temperate climate (Hénault et al., 2001). The measured nitrification rates and N₂O productions by nitrification (Table III.7) were smaller than the ones measured by Garrido et al. (2002), but the slope of the relationship between soil nitrification rate and soil gravimetric moisture obtained in the present study were 10 times larger. Since the soils C content in the present study were quite large (> 3 %), hypothesis to explain these low rates deal mainly with a potential decrease of the microbes activity due to (1) P deficiency, (2) acidic pH and (3) high stability of soil organic matter characteristics of Andosols (Nanzyo, 2002). This study clearly demonstrated the importance of measuring these rates to understand and predict soil functioning. Indeed, environmental parameters (soil WFPS, temperature and mineral nitrogen contents) were very favourable for

denitrification activity. Thus the small values of the biological parameters explained N₂O fluxes smaller than 300 g N ha⁻¹ d⁻¹ in such conditions.

The experimental results obtained in laboratory (this paper; Hergoualc'h et al., 2007b) validated that denitrification started at a WFPS of 0.76 as proposed in the F_D(WFPS) of NGAS. On the other hand some discrepancies between experimental results and simulations appeared. Neither NOE nor NGAS explicitly simulated nitrifier denitrification (Wrage et al., 2001) while Hergoualc'h et al. (2007b) observed nitrification-induced N₂O emissions at WFPS until 87%. While NOE introduced a constant value for the denitrification N₂O:(N₂O+N₂) ratio, equal to 1 in these particular cases, NGAS provided hourly values calculated as a function of soil WFPS and nitrate contents. The NGAS values were very small and probably underestimated in view of the low soils pH (Knowles, 1982).

Most studies dealing with the effect of WFPS on denitrification (Grundmann and Rolston, 1987) confirmed the exponential effect of WFPS on denitrification as introduced in both NOE and NGAS. Unfortunately, this form of curve, even if relevant, limits the performances of the simulations as far as a small imprecision in WFPS determination (either through direct measurements or simulations) can lead to important errors in N₂O simulations, especially at large WFPS. Some authors (Renault and Stengel, 1994; Smith, 1980) have tried to improve denitrification models by considering directly soil oxygen conditions but such approaches are difficult to apply "in situ". In this study, PASTIS provided some satisfactory soil moistures dynamic simulations. Larger simulated WFPS were obtained in the CM system than in CIn, in agreement with field measurements. Thus, both NGAS and NOE simulated larger N₂O fluxes from the CM system than from the CIn one while the estimations made from direct measurements suggested larger N₂O fluxes from the CIn system.

C.5 Conclusions

At the end it is difficult to conclude which system (CIn, CM) induced smaller N₂O emissions. Nevertheless, some information is given. Even if some punctual fluxes were larger in the CIn system, the different methods used for assessing N₂O budget concluded on a moderate effect of the presence of a leguminous tree in coffee culture on N₂O emissions. No clear effects were observed on the current biological parameters while soil water functioning appeared affected. Biological activities involved in N₂O production were observed to be small in the studied soils which explained the "medium" fluxes observed in environmental conditions largely favourable to the denitrification process to occur. Process-oriented models appeared as a very interesting tool both to understand the observed N₂O dynamics at the field scale and to calculate annual N₂O budgets with common data sets of punctual measurements. In this study, NOE, better than NGAS, simulated quite well N₂O fluxes dynamic trends. Nevertheless, more studies on the processes involved in N₂O are still

required to better describe their functioning in the models. Recent progresses in the analysis of ¹⁵N₂O and ¹⁵N₂ (Matthieu, 2005) would certainly be suitable for such studies to discriminate the sources of N₂O (nitrification, denitrification) and to measure total denitrification and N₂O:(N₂O+N₂) ratios.

Acknowledgements

The authors thank ICAFÉ for providing the study site. The laboratory experiment and soil analyses were carried out at CATIE, Costa Rica. The authors thank Luis Dioniso and Jonhatan Ramos for the technical assistance; Franklin Lopez and Patricia Leandro for laboratory attendance and soil analysis; Fernando Casanoves for statistical support and François Lafolie for his cooperation with PASTIS simulations. The European Commission (INCO project CASCA, ICA4-CT-2001-10071) provided part of the costs of this research.

C.6 References

- Anderson, J.M., Ingram, J.S.I., 1993. Tropical Soil Biology and Fertility. A handbook of methods. 2nd Edition. CAB International, Oxford, U.K, 221 pp.
- Babbar, L.I., Zak, D.R., 1994. Nitrogen cycling in coffee agroecosystems: net N mineralization and nitrification in the presence and absence of shade trees. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 48, 107-113.
- Brady, N. C., Weil, R. R., 2002. The Nature and Properties of Soils. 13th Edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 960 pp.
- Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeou, J., Nicoullaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Jeuffroy, M. H., Bouthier, A., Ripoche, D., Mary, B., Justes, E., 2002. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and corn. *Agronomie*, 22, 69-93.
- Cannavo, P., Lafolie, F., Nicolardot, B., Renault, P., 2006. Modelling seasonal variations in CO₂ and N₂O concentrations with a model describing C and N behaviour in the vadose zone. *Vadose Zone Journal*, 5, 990-1004.
- Chamayou, H., Legros, J. P., 1989. Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la Science du Sol. Presses universitaires de France, Paris, 593 pp.
- FAO, 2005. FAOSTAT data. <http://faostat.fao.org>. Cited 26 Sept 2006
- Froking, S., Mosier, A., Ojima, D., Parton, W., Potter, C., Priesack, E., Stenger, R., Haberbosch, C., Dörsch, P., Flessa, H., Smith, K., 1998. Comparison of N₂O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of year-round measurements by four models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52, 77-105.
- Gabrielle, B., Roche, R., Angas, P., Cantero-Martinez, C., Cosentino, L., Mantineo, M., Langensiepen, M., Hénault, C., Laville, P., Nicoullaud, B., Gosse, G., 2002. A priori

- parameterisation of the CERES soil-crop models and tests against several European data sets. *Agronomie*, 22, 119-132.
- Garrido, F., Hénault, C., Gaillard, H., Pérez, S., Germon, J.C., 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 559-575.
- Gay, F., 2002. Elaboration d'une méthode d'évaluation des risques de pollution nitrique et de pertes de rendement en parcelles agricoles : application à la gestion des irrigations en culture de laitue sous abri froid. Ph. D Thesis, ENSA, Montpellier, 238 pp.
- Grant, R. F., Pattey, E., 2003. Modelling variability in N₂O emissions from fertilized agricultural fields. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 225–243.
- Grundmann, G.L., Rolston, D.E., 1987. A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil science* 144, 437-441.
- Harmand, J.-M., Avila, H., Dambrine, E., Skiba, U., De Miguel, S., Renderos, R. V., Oliver, R., Jimenez, F., Beer, J., 2007. Nitrogen dynamics and soil nitrate retention in a *Coffea arabica* - *Eucalyptus deglupta* agroforestry system in Southern Costa Rica. *Biogeochemistry*, 85, 125-139.
- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoulaud, B., Germon, J. C., Cellier, P., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using an NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, 11, 115-127.
- Hénault, C., Cheneby, 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 N₂O emission on the field scale. *Agronomie*, 21, 713-723.
- Hénault, C., Germon, J.C., 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, 51, 257-270.
- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J.-M., Hénault, C., 2007a. Greenhouse gases fluxes from Andosols under coffee in monoculture or shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. *Biogeochemistry* (submitted).
- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J.-M., Oliver, R., 2007b. Processes responsible for the nitrous oxide emission from a Costa Rican Andosol under a coffee agroforestry plantation. *Biology and Fertility of Soils*, 43, 787–795.
- InfoStat, G., 2004. InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan
- IPCC, 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881 pp.

- IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB, 2006. World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome, 145 pp.
- Knowles, R., 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews*, 46, 43-70.
- Lafolie, F., 1991. Modeling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer Research*, 27, 215-231.
- Li, C., 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58, 259-276.
- Linn, D., Doran, J.W., 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. *Soil Science Society of America*, 48, 1267-1272.
- Mata, R.A., Ramírez, J.E., 1999. Estudio de caracterización de suelos y su relación con el manejo del cultivo de café en la provincia de Heredia. ICAFE, San José, Costa Rica, 92 pp.
- Mathieu, O., 2005. Utilisation du tracage isotopique ¹⁵N à l'étude du protoxyde d'azote (N₂O), gaz à effet de serre produit par l'activité microbienne des sols. Quantification des flux et approche spatiale au terrain. Ph D dissertation, Sciences de la Terre et de l'environnement, Université de Bourgogne, Dijon, France.
- Montzka, S. A., Fraser, P. J. L. A., Butler, J. H., Connell, P. S., Cunnold, D. M., Daniel, J. S., Derwent, R. G., Lal, S., McCulloch, A., Oram, D. E., Reeves, C. E., Sanhueza, E., Steele, L. P., Velders, G. J. M., Weiss, R. F., and Zander, R. J., 2003. Controlled substances and other source gases, Chapter 1. In: W.M.O. (World Meteorological Organization) (Editor), *Scientific assessment of ozone depletion: 2002*, Geneva, pp. 1.51-1.61.
- Mulvaney, R.L., 1996. Nitrogen Inorganic Forms. In: D.L. Sparks (Editor), *Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods (3rd ed.)*. SSSA and ASA, Madison, WI, USA, pp. 1123-1131, 1146-1160.
- Nanzyo, M., 2002. Unique properties of volcanic ash soils. *Global environmental research* 6, 99-112.
- Parton, W.J., 1996. The CENTURY model. In: D. S. Powlson, P. Smith, J.U. Smith (Eds.), *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets*. NATO ASI Series I, Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 283-293.
- Parton, W. J., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Valentine, D. W., Schimel, D. S., Weier, K., and Kulmala, A. E., 1996. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 10, 401-412.

- Renault, P., Stengel, P., 1994. Modelling oxygen diffusion in aggregated soils: I. Anaerobiosis inside the aggregates. *Soil Science Society of American Journal* 58, 1017–1023.
- Siles, P., 2007. Hydrological processes (water use and balance) in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture and a coffee agroforestry plantation shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. Ph D dissertation, Ecole Doctorale RP2E, Nancy-Université Henry Poincaré, Nancy, France.
- Smith, J., Smith, P., Addiscott, T., 1996. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. In: D. Powlson, P. Smith and J. Smith (Editors), *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets. Series I: Global Environmental Change*, Berlin, pp. 181-199.
- Smith, K. A., 1980. A model of the extent of anaerobic zones in aggregated soils, and its potential application to estimates of denitrification. *Journal of Soil Science* 31, 263-277.
- Stehfest, E., Bouwman, L., 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, 207-228.
- van Genuchten, M.T., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.
- Wrage, N., Velthof, G.L., Van Beusichem, M.L., Oenema, O., 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 1723-1732.
- Yoshinari, T., 1993. Nitrogen oxide flux in tropical soils. *Tree*, 8, 155-156.

D Conclusion

Les émissions élevées de N₂O sont souvent associées au processus de la dénitrification et de nombreux travaux de recherche ont porté sur la modélisation des flux de N₂O par dénitrification (voir Tableau I.1 en Annexe) alors que peu ont étudié et modélisé les émissions de N₂O par nitrification. Les incubations « in vitro » ont cependant démontré une dominance de la nitrification dans la production de N₂O. Par ailleurs, ces Andosols ont montré une faible activité biologique qui explique les flux « moyens » de N₂O observés dans des conditions environnementales favorables à la production de N₂O par nitrification et dénitrification. Les différentes méthodes utilisées pour évaluer les bilans annuels des émissions de N₂O, à savoir l'interpolation linéaire entre les mesures ponctuelles et la simulation des flux avec les modèles orientés-process NGAS et NOE, concluent sur un effet modéré de la présence d'une espèce d'ombrage légumineuse fixatrice de N₂ sur les émissions de N₂O.

L'évaluation de la contribution, positive ou négative, d'un système de culture au changement climatique, nécessite d'établir un bilan entre les flux de GES autres que le CO₂ et la variation du stock de C du système sol-plante au cours de la même période et c'est l'objectif du Chapitre IV.

Chapitre IV Bilan du stockage de carbone et des flux de GES autres que le CO₂



Figure IV.1 : Dispositif de mesure de la chute de litière

Aujourd'hui, l'atténuation du changement climatique constitue un des enjeux majeurs de notre société. En agriculture, la prise de mesures telle que la réduction au strict nécessaire des quantités de fertilisants minéraux azotés est indispensable pour réduire les émissions de GES des sols. L'agriculture peut, d'autre part, contribuer à l'atténuation du changement climatique en stockant du CO₂ atmosphérique par l'introduction d'arbres dans les systèmes de culture. Lorsque les arbres introduits sont des légumineuses fixatrices de N₂ atmosphérique, les émissions de N₂O du sol peuvent augmenter par rapport à un système sans légumineuse, comme nous l'avons constaté dans les Chapitres II et III de ce document. Par conséquent, il est important de comparer comment les émissions additionnelles de N₂O dues à la présence d'une légumineuse se comparent au stockage de carbone additionnel dans le système.

L'article présenté ici calcule le bilan des GES à l'échelle du système sol-plante, c'est-à-dire le bilan entre le stockage de carbone dans la phytomasse et dans le sol et les flux de GES autres que le CO₂ à l'interface sol-atmosphère, sur la base des bilans de N₂O et CH₄ du sol établis par la méthode d'interpolation linéaire des mesures de terrain. Le choix de cette méthode a été effectué par souci de (1) consistance étant donné que les bilans annuels de CH₄ du sol ont été calculés par cette méthode et (2) clarté dans la présentation des résultats.

A Balance between carbon storage and soil non-CO₂ greenhouse gases fluxes in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture and a coffee plantation shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica

(Article à soumettre dans Agriculture Ecosystem and Environment)

Kristell Hergoualc'h^{1&2}, Jean-Michel Harmand¹, Eric Blanchart³, Ute Skiba⁴, Catherine Hénault⁵

¹Centre de coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD). UR Ecosystèmes de Plantations, s/c UR SeqBio-IRD (SupAgro), 2 place Viala, Bât. 12, 34060 Montpellier cedex 01, France

²Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Departamento de Agricultura y Agroforestería, 7170 Turrialba, Costa Rica

³Institut de Recherche pour le Développement (IRD). UR SeqBio-IRD (SupAgro), 2 place Viala, Bât. 12, 34060 Montpellier cedex 01, France

⁴Center of Ecology and Hydrology (CEH). Bush Estate. Penicuik EH26 0QB. Scotland. UK

⁵Institut National de Recherche en Agronomie (INRA), UMR Microbiologie et Géochimie des Sols. 17 rue de Sully – BP 86510. 21065 Dijon Cedex. France

Résumé

L'agroforesterie représente une opportunité de réduire les concentrations de CO₂ de l'atmosphère en augmentant les stocks de C des terres agricoles. D'un autre côté, l'agroforesterie emploie parfois des pratiques telles que la fertilisation minérale azotée et l'usage de légumineuses fixatrices de N₂ qui favorisent les émissions du sol de gaz à effet de serre (GES) autres que le CO₂ (N₂O et CH₄). Cette étude a évalué le bilan entre le stockage de carbone et les flux de GES autres que le CO₂ du sol dans deux types de cultures de café hautement fertilisées (250 kg N ha⁻¹ an⁻¹), au Costa Rica : une parcelle en monoculture (CM) et une parcelle adjacente de café ombragée par une espèce légumineuse fixatrice de N₂ *Inga densiflora* (CIn). Au début de l'expérimentation en 2003, les stocks de carbone (0-40 cm) étaient plutôt similaires dans les deux systèmes caféiers (110,90 ± 2,36 and 102,19 ± 2,71 Mg C ha⁻¹ dans CM et CIn, respectivement). Entre 2003 et 2006, 6 et 9 ans après l'établissement des systèmes, les stocks de C de la couche 0-10 cm ont peu évolué avec une tendance à l'augmentation dans CIn (+ 0,09 ± 0,58 Mg C ha⁻¹ an⁻¹) et ont diminué dans CM (-0,43 ± 0,53 Mg C ha⁻¹ an⁻¹). En 2004, après 7 ans de mise en culture, le stockage de carbone dans la phytomasse de CIn (27,4 ± 0,6 Mg C ha⁻¹) était plus de deux fois supérieur à celui de CM (11,8 ± 0,4 Mg C ha⁻¹). Les émissions de N₂O ont été 1,3 fois plus élevées dans CIn (5,8 ± 0,5 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹) que dans CM (4,3 ± 0,3 kg N-N₂O ha⁻¹ y⁻¹) et les flux de CH₄, bien que similaires, ont eu tendance à être des émissions dans CIn (0,9 ± 2,9 kg C-CH₄ ha⁻¹ an⁻¹), mais des oxydations dans CM (2,2 ± 2,3 kg C-CH₄ ha⁻¹ an⁻¹). Le bilan entre le stockage de C et les flux de GES hors CO₂ du système agroforestier (11,93 ± 2,17 Mg CO₂ ha⁻¹ an⁻¹) a été 4 fois supérieur à celui de la monoculture (2,67 ± 1,94 Mg CO₂ ha⁻¹ an⁻¹), confirmant le potentiel des systèmes agroforestiers d'atténuation du changement climatique.

Mots clé : Andosol, CH₄, atténuation du changement climatique, légumineuse, N₂O

Abstract

Agroforestry represents an opportunity to reduce CO₂ concentrations in the atmosphere by increasing C stocks in agricultural lands. On the other hand, agroforestry may involve practices such as mineral N fertilization and the use of N₂ fixing legumes that favour soil emissions of non-CO₂ greenhouse gases (GHGs) (N₂O and CH₄). The present study evaluated the balance between carbon storage and non CO₂ soil GHGs fluxes in two types of highly fertilized (250 kg N ha⁻¹ y⁻¹) coffee cultivation in Costa Rica: a monoculture plot (CM) and an adjacent coffee plot shaded by the N₂ fixing legume species *Inga densiflora* (CIn). At

the beginning of the experiment in 2003, soil carbon stocks (0-40 cm) were rather similar in both coffee systems (111.94 ± 2.22 and 103.05 ± 2.70 Mg C ha⁻¹ in CM and CIn, respectively). Between 2003 and 2006, 6 and 9 years after the establishment of the systems, soil C stocks of the 0-10 cm layer tended to increase in CIn ($+ 0.09 \pm 0.58$ Mg C ha⁻¹ y⁻¹) and decrease in CM (-0.43 ± 0.53 Mg C ha⁻¹ y⁻¹). In 2004, after 7 years of establishment, carbon storage in the phytomass was more than twice larger in CIn (27.4 ± 0.6 Mg C ha⁻¹) compared to CM (11.8 ± 0.4 Mg C ha⁻¹). Annual soil N₂O emissions were 1.3 times larger in CIn (5.8 ± 0.5 kg N-N₂O ha⁻¹ y⁻¹) than in CM (4.3 ± 0.3 kg N-N₂O ha⁻¹ y⁻¹) and CH₄ fluxes although similar tended to be emissions in CIn (0.9 ± 2.9 kg C-CH₄ ha⁻¹ y⁻¹), but oxidation in CM (2.2 ± 2.3 kg C-CH₄ ha⁻¹ y⁻¹). The balance between C storage and non-CO₂ GHGs fluxes was 4 times larger in the agroforestry system (11.93 ± 2.17 Mg CO₂ ha⁻¹ y⁻¹) compared to the monoculture (2.67 ± 1.94 Mg CO₂ ha⁻¹ y⁻¹) confirming the potential of agroforestry systems to mitigate climate change.

Keywords: Andosol, CH₄, climate change mitigation, leguminous tree, N₂O

A.1 Introduction

The concentration of CO₂ and other greenhouse gases (GHGs) in the atmosphere has considerably increased over the last century (IPCC, 2001). This increase mainly results from the burning of fossil fuels and the conversion of tropical forests to agricultural production and causes negative changes in the global climate (IPCC, 2001). Reduction targets of CO₂ concentrations in the atmosphere fixed by the Kyoto protocol can be achieved through two major processes: (1) reducing anthropogenic emissions of CO₂; and (2) creating and/or enhancing C sinks in the biosphere (Albrecht and Kandji, 2003; Oelbermann et al., 2004). By including trees in agricultural production systems, agroforestry offers a potential as biomass energy provider and thus presents interesting opportunities in CO₂ mitigation through the substitution of fossil by wood energy and the protection of existing forests (Verchot et al., 2005). Moreover, agroforestry can increase the amount of carbon stored in soils used for agriculture while still allowing for the growing of food crops (Montagnini and Nair, 2004). The tree components in agroforestry systems can be significant sinks of atmospheric C (De Miguel Magaña et al., 2004; Beer et al., 1990) and the organic inputs from litter, pruned biomass and roots decay and exudation of the trees can maintain or increase the soil organic content pool as well as improve soil nutrients and reduce erosion losses (Montagnini and Nair, 2004; Oelbermann et al., 2006). On the other hand, agroforestry may involve practices that favour the emission of non-CO₂ GHGs (N₂O and CH₄) including mineral N fertilization and the use of N₂ fixing legumes providing N to the system and/or shade for the underneath crop (Hergoualc'h et al., 2007; Verchot et al., 2005).

Originally grown under permanent shade in Costa Rica, coffee cultivated in full sunlight has gradually become the more common cultivation system over the last 30 years in the most favourable areas such as the Central Valley (Samper, 1999). However, in lower areas (altitude <700 m) poorly suited for monoculture, *Coffea arabica* is grown under the shade of associated trees which moderates the microclimate for the benefit of the crop (van Kanten and Vaast, 2006). Nowadays coffee monocultures and agroforestry systems represent 40 and 60% of all cultivations, respectively in Costa Rica (Vaast and Harmand, 2002). Generally large amounts of mineral N fertilizer (up to 350 kg N ha⁻¹ year⁻¹) are applied and in agroforestry systems, coffee is commonly shaded by N₂ fixing leguminous trees such as *Erythrina sp.* and *Inga sp.*

The present study investigates soil C and N dynamics within a three year period, C accumulation in biomass and litter and non-CO₂ soil greenhouse gases fluxes (N₂O, CH₄), in a coffee monoculture and a coffee plantation shaded by *Inga densiflora*. The net GHGs balance in both systems (parallel case studies in adjacent plantations) was calculated as the

difference between C storage and soil non-CO₂ GHGs fluxes and expressed in CO₂-equivalent.

A.2 Materials and methods

A.2.1 Site description

The study area was located at the Research Station of the Coffee Institute of Costa Rica (Icafé), in the Central Valley at San Pedro de Barva, 10 km west of San José, Costa Rica (10°02'N, 84°08'W; 1180 m above sea level). The mean annual air temperature was about 21°C and the annual precipitation was about 2300 mm with a pronounced dry season from January to April. The soil, typically well structured, deep and permeable derived from the weathering of volcanic ashes; belongs to Andosols [IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB 2006] and was classified as a Dystric Haplustand (Mata and Ramírez, 1999). The slope of the site was about 7% in both plots.

A.2.2 Experimental plots

Two adjacent coffee plantations with the same date of establishment and the same agricultural management were studied. One plot was in monoculture (CM) while the other one was shaded by the N₂ fixing leguminous tree *Inga densiflora* (CIn). Both systems were established in June 1997 on an area previously used for coffee cultivation. In the CIn plot, *Coffea arabica* var. Catuai was planted at 2 x 1 m (4722 plants ha⁻¹) and the *Inga* tree species at 6 x 6 m within the coffee rows (278 trees ha⁻¹), which is a total of 5000 tree + coffee plants ha⁻¹. In the CM plot, coffee was planted at 2 x 1 m (5000 plants ha⁻¹). Both plots were fertilized with an annual average of 250 kg N ha⁻¹ (90 kg urea-N ha⁻¹ in May and July; 70 kg NH₄NO₃-N ha⁻¹ in October), 30 kg P ha⁻¹ (triple super phosphate), 100 kg K ha⁻¹ (KCl) and 80 kg Mg ha⁻¹ (MgO). The granular fertilizer was spread by hand to the base of the coffee trees.

A.2.3 Soil C, N and other parameters measurements

Soil C and N contents were measured in 2003 and three years later in 2006. In May 2003, soil was sampled, using an Edelman auger, at 10 cm depth intervals in the top 40 cm layer from five locations in the CM plot and eight ones in the CIn plot. Samples were collected along the coffee rows at 40-50 cm away from the coffee plant (this position provides an integrated measure of soil properties for the entire spatially stratified coffee plot) and also in the shaded plot at 2 m and 4 m from the base of an *Inga* tree (four samples in each location). In May 2006, soil samples were collected in the same way as in 2003 with eight locations in the CM plot and five locations at each 2 m and 4 m distance from the *Inga* trees in the CIn plot. In 2006 samples were composite of four adjacent sub-samples. Samples were

transported in cool boxes to the laboratory, air-dried at ambient air temperature, sieved at 2 mm and analysed for total C and N by dry combustion using an automatic CHN analyser (Thermo Finnigan, Flash EA 1112, Milan, Italy). Soil pH was measured in water using a standard pH electrode (Corning G-P Combowrj, Corning Inc, New York, US). Cation exchange capacity (CEC) was determined by extraction with 1M ammonium acetate at pH 7.0 (Sumner and Miller, 1996) and particle density (kerosene method) was determined as described by Henríquez and Cabalceta (1999). Particle size distribution of soil sampled both in 2003 and 2006 was analyzed in May 2006 following the hydrometer (Bouyucos) procedure, after dispersion with 10% sodium hexametaphosphate. In 2006, soil bulk density was measured in each plot, using volumetric cylinders in two soil pits, 50 cm away from the coffee rows. Three cylinders (100 cm³) were collected at 10 cm depths intervals down to 40 cm. Cylinders were weighed and dried at 105°C for 48 hours. The bulk density was determined from the dry weight of the soil per volume unit.

Soil C stocks of 2003 and 2006 were calculated, using the bulk density measured in 2006, as:

Soil C stock (Mg ha⁻¹) = C content (g C 100 g⁻¹ soil) × bulk density (g soil cm⁻³) × d (layer thickness, cm)

Standard deviation of C stocks for each layer (SD_{SH}) was calculated as (Pansu et al., 2001):

$$SD_{SH} = S_{SH} \times \sqrt{\frac{SD_{Co_{SH}}^2}{Co_{SH}} + \frac{SD_{BD_{SH}}^2}{BD_{SH}}}$$

Where S_{SH}, Co_{SH} and BD_{SH} are the mean C stock, C content and bulk density for the horizon, respectively, and SD_{Co_{SH}} and SD_{BD_{SH}} are the standard deviation of the C content and bulk density for the horizon, respectively.

SD_{S₀₋₄₀} the standard deviation of C stocks for the upper 40 cm was then calculated as:

$$SD_{S_{0-40}} = \sqrt{SD_{SH_{0-10}}^2 + SD_{SH_{10-20}}^2 + SD_{SH_{20-30}}^2 + SD_{SH_{30-40}}^2}$$

Standard errors were calculated with the same formulae replacing the standard deviation by the respective standard errors.

Soil C stocks were calculated both on a volume basis and on an equivalent mass basis, this last method being more adapted to compare situations with different bulk density, such in our study (Blanchart et al., 2006; Roscoe and Burman, 2003). The chosen reference to compare C stocks on an equivalent mass basis was the mass in the horizons of the shaded coffee system (CIn).

A.2.4 Standing litter and biomass

The amount of litter accumulated on the ground was measured in January 2005. In each plot, 8 composite samples of 0.5 m² (two quadrats of 50 cm x 50 cm) were collected by systematic sampling. One quadrat was placed beside a coffee plant and the other one on the central line midway between coffee rows. All material above the mineral soil was collected, oven-dried at 80°C for 48 h and weighted.

Total biomass of coffee plants was measured by destructive sampling of eight plants per plot in May 2004 (Siles, 2007). The aerial biomass of the *Inga* trees was quantified developing allometric relationships between diameter at breast height (DBH, 1.30 m) and stem, branches and leaves and applying them to the inventory of DBH made in July 2004. The detailed methodology is available in Siles (2007). Root biomass of the *Inga* trees was calculated using the ratio of below- to above-ground biomass (0.26) determined on the coffee trees of the same plot.

The components of the phytomass were converted into a C-stock by multiplying by the corresponding mean carbon fraction, measured by dry combustion using an automatic CHN analyser. Mean annual C accumulation rates (Mg C ha⁻¹ y⁻¹) were calculated by dividing the mean C stock value of the coffee systems in 2004 by their age (7 years old).

A.2.5 Soil greenhouse gases fluxes and net CO₂ balance of the systems

The N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes from the soil were measured by the static chamber method, which is entirely detailed in Hergoualc'h et al. (2007). During one year (6/10/04 - 8/09/05), 2 complementary sequences of measurements were performed. The first one consisted of measurements distributed at regular intervals (one month) over the year. The second one was an intensive investigation of the periods following N fertilization, which was suspected to induce larger fluxes. Annual fluxes of greenhouse gases were estimated by linear integration between the measurement dates (Hergoualc'h et al., 2007).

N₂O and CH₄ fluxes expressed in CO₂-equivalent were calculated applying the N₂O and CH₄ global warming potentials (GWP) of, respectively, 296 and 23 (IPCC, 2001) over a time horizon of 100 years:

$$\text{N}_2\text{O (Mg CO}_2\text{-equivalent ha}^{-1} \text{ y}^{-1}) = \frac{M_{\text{N}_2\text{O}}}{2M_{\text{N}}} \text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}} \times \text{N}_2\text{O (Mg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ y}^{-1})$$

$$\text{CH}_4 \text{ (Mg CO}_2\text{-equivalent ha}^{-1} \text{ y}^{-1}) = \frac{M_{\text{CH}_4}}{M_{\text{C}}} \text{GWP}_{\text{CH}_4} \times \text{CH}_4 \text{ (Mg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1})$$

With $M_{\text{N}_2\text{O}}$: Molar mass of nitrous oxide (44 g mol⁻¹); M_{N} : Molar mass of nitrogen (14 g mol⁻¹); M_{CH_4} : Molar mass of methane (16 g mol⁻¹) and M_{C} : Molar mass of carbon (12 g mol⁻¹).

The net GHGs balance was calculated adding CO₂ in- and outputs through C storage or losses by biomass, litter and soil top 10 cm and CO₂-equivalent in- and outputs from non-CO₂ soil GHGs (N₂O, CH₄).

A.2.6 Statistics analysis

Statistical analysis was performed using the software InfoStat (2004), with a probability level of 5% to test the significance of the treatments effects. The distribution of each variable was tested using the test of Shapiro-Wilks with the entire data set for each variable. The statistical analysis used to compare two means were t-test or non parametric test of Mann-Whitney, respectively for normally and not normally distributed variables. For multicomparison ANOVA and the non parametric test of Kruskal Wallis were performed, respectively, on normally and not normally distributed variables. Pearson's correlations were used to assess inter-relations between soil C and N content; between soil C content, N content and texture. Correlations were calculated within each coffee system.

A.3 Results

A.3.1 Soil properties

Soil bulk and particle densities and texture were normally distributed while pH was not. The CEC, pH and particle density were similar in both plots (Table IV.1). The soil was acid in the top soil and the pH increased with depth. Texture of soils sampled in 2006 was significantly more silty and clayey than texture of soils sampled in 2003 in the 20-30 cm layer of the CM plot ($p < 0.05$); more silty below 10 cm in CIn ($p < 0.05$) (Figure IV.2). Soil sampled in 2006 showed some differences of texture between both plots: in CM the soil was more clayey and less silty in the 0-40 cm layer and less sandy in the top 10 cm ($p < 0.05$) than the soil in CIn (Table IV.1). The soil bulk density (Table IV.1) decreased with depth in the CM plot but not in CIn where it was smaller in the top 10 cm than below. Comparing the plots, the bulk density was smaller ($p < 0.05$) in the CIn than in the CM plot in the top 10 cm and similar underneath.

Table IV.1: Properties of the soils of a coffee monoculture (CM) and a coffee plantation shaded by *Inga densiflora* (CIn) in the Central Valley of Costa Rica. Mean (standard error)

		CM	CIn
pH			
0-10		4.92 ^a (0.24)	4.67 ^a (0.06)
10-20		5.45 ^a (0.22)	5.18 ^a (0.11)
20-30		5.53 ^a (0.11)	5.44 ^a (0.07)
30-40		5.65 ^a (0.11)	5.53 ^a (0.03)
CEC*	cmol kg ⁻¹		
0-15		42.47	44.12
Sand/Silt/Clay**	%		
0-10		37.3 ^a /35 ^a /27.8 ^b (0.9/0.9/0.9)	40.6 ^b /37.1 ^b /22.3 ^a (0.7/0.4/0.7)
10-20		35 ^a /34.7 ^a /30.3 ^b (0.8/0.8/0.9)	37.4 ^a /38.6 ^b /24.1 ^a (1.3/0.8/0.9)
20-30		35.3 ^a /34.4 ^a /30.3 ^b (0.6/0.9/0.9)	35.1 ^a /39.7 ^b /25.2 ^a (0.9/0.8/0.7)
30-40		38.5 ^a /31.9 ^a /29.6 ^b (0.7/0.8/1.3)	37.4 ^a /40.2 ^b /22.5 ^a (0.8/1.1/1.0)
Particle density	g cm ⁻³		
0-10		2.53 ^a (0.00)	2.53 ^a (0.01)
10-20		2.55 ^a (0.01)	2.56 ^a (0.00)
20-30		2.58 ^a (0.02)	2.58 ^a (0.01)
30-40		2.58 ^a (0.01)	2.59 ^a (0.02)
Bulk density	g cm ⁻³		
0-10		0.98 ^b (0.02)	0.86 ^a (0.01)
10-20		0.98 ^a (0.03)	0.92 ^a (0.03)
20-30		0.91 ^a (0.02)	0.92 ^a (0.01)
30-40		0.88 ^a (0.01)	0.90 ^a (0.00)

* Cation Exchange Capacity, no repetition of the measurement; ** Texture measured in 2006

Means for the two coffee systems followed by different letters (α , β) are significantly different from each other ($p < 0.05$).

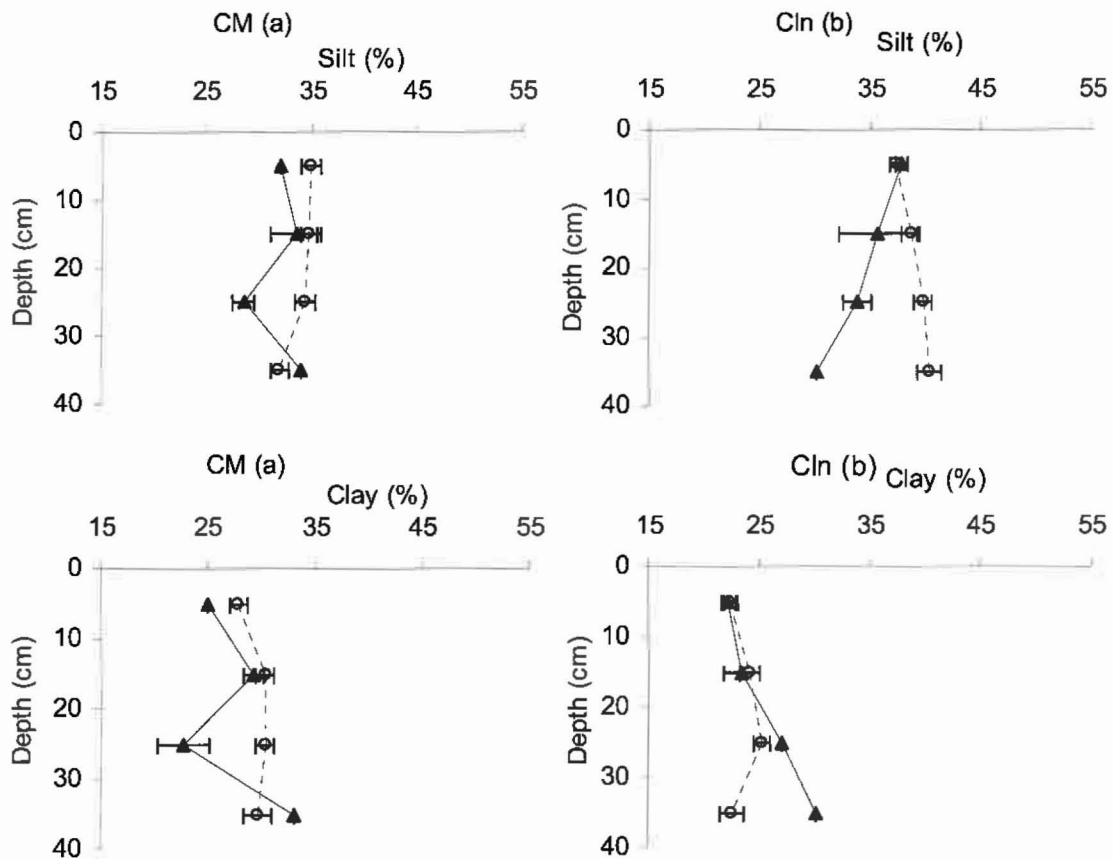


Figure IV.2: Silt and clay percentage distribution in soil sampled in 2003 (black triangle, continue line) and 2006 (white circle, discontinue line) in the 0-40 cm layer of a coffee monoculture (CM, a) and a coffee-Inga plantation (CIn, b) in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

A.3.2 Soil C and N dynamics

Total soil C and N were normally distributed. Soil C was large in the top 10 cm ($\geq 35 \text{ mg g}^{-1}$ soil) and decreased regularly with depth, to about 25 mg g^{-1} soil in the 30-40 cm layer (Figure IV.3). Between 2003 and 2006, soil carbon content did not increase in the CM plot while in CIn, we observed a tendency of increase with depth (Figure IV.3), being statistically significant for the 30-40 cm layer. Although correlations between soil texture and carbon content were not significant at any depth in both coffee systems; between 2003 and 2006 the ratio between soil carbon content and the percentage of (silt + clay) remained constant in the CIn plot (Figure IV.4). Therefore the differences in C content below 10 cm, between 2003 and 2006 in CIn, were likely due to the difference of texture between the two sampling dates. In the top 10 cm where texture of soils sampled in 2003 and 2006 were similar (Figure IV.2), the CM plot tended to lose carbon ($-1.5 \pm 1.5 \text{ g C kg}^{-1}$ soil) between 2003 and 2006 while the CIn plot tended slightly to gain carbon ($+0.3 \pm 1.9 \text{ g C kg}^{-1}$ soil) (Figure IV.3). Soil C and N contents were highly correlated in both coffee plots ($p < 0.001$) with Pearson correlation coefficients of 0.93 and 0.99, respectively in CM and CIn. Between 2003 and 2006, soil N

contents followed the same pattern as soil C contents (Figure IV.3). In the CIn plot, in 2003 and 2006, soil C and N contents were similar at a 2m and at a 4m distance from the *Inga* tree. While soil carbon content in the top 10 cm was similar in both plots in 2003, it tended to be larger in CIn in 2006 (Figure IV.5). Likewise the difference in soil N content of the top 10 cm between the systems increased with time with a significantly ($p < 0.05$) larger N content in CIn than in CM in 2006 (Figure IV.5).

Between 2003 and 2006, C stocks, within the masses corresponding to 0-10 cm in CIn, tended to decrease in CM ($- 0.43 \pm 0.53 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$), to slightly increase in CIn ($+ 0.09 \pm 0.58 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$), being not statistically different the stocks between both years (Table IV.2). Soil C stock, calculated on a mass basis for the top 10 cm, was slightly but not significantly larger in CIn than in CM in 2003 and 2006 (Table IV.2). C stocks calculated in CM, on a mass or on a volume basis led to similar overall differences between plots and between 2003 and 2006 (Table IV.2).

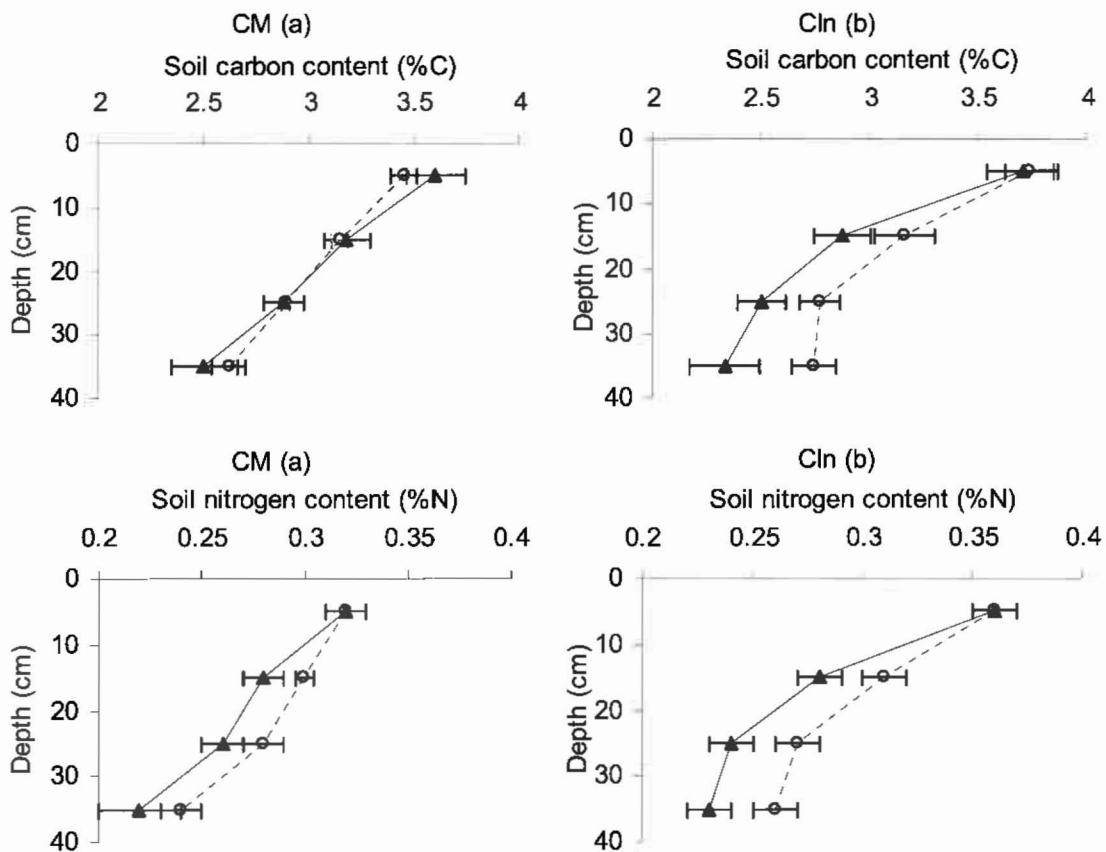


Figure IV.3: Soil carbon and nitrogen content in 2003 (black triangle, continue line) and 2006 (white circle, discontinue line) in the 0-40 cm layer of a coffee monoculture (CM, a) and a coffee-Inga plantation (CIn, b) in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

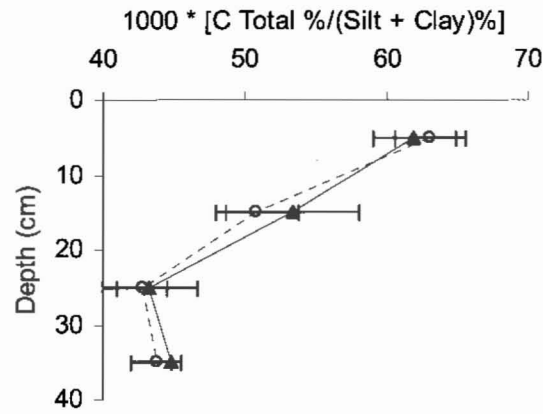


Figure IV.4 Ratio between soil carbon content (%) and (silt + clay) percentage, multiplied by 1000, in 2003 (black triangle, continue line) and 2006 (white circle, discontinue line) in the 0-40 cm layer of a coffee-Inga plantation in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

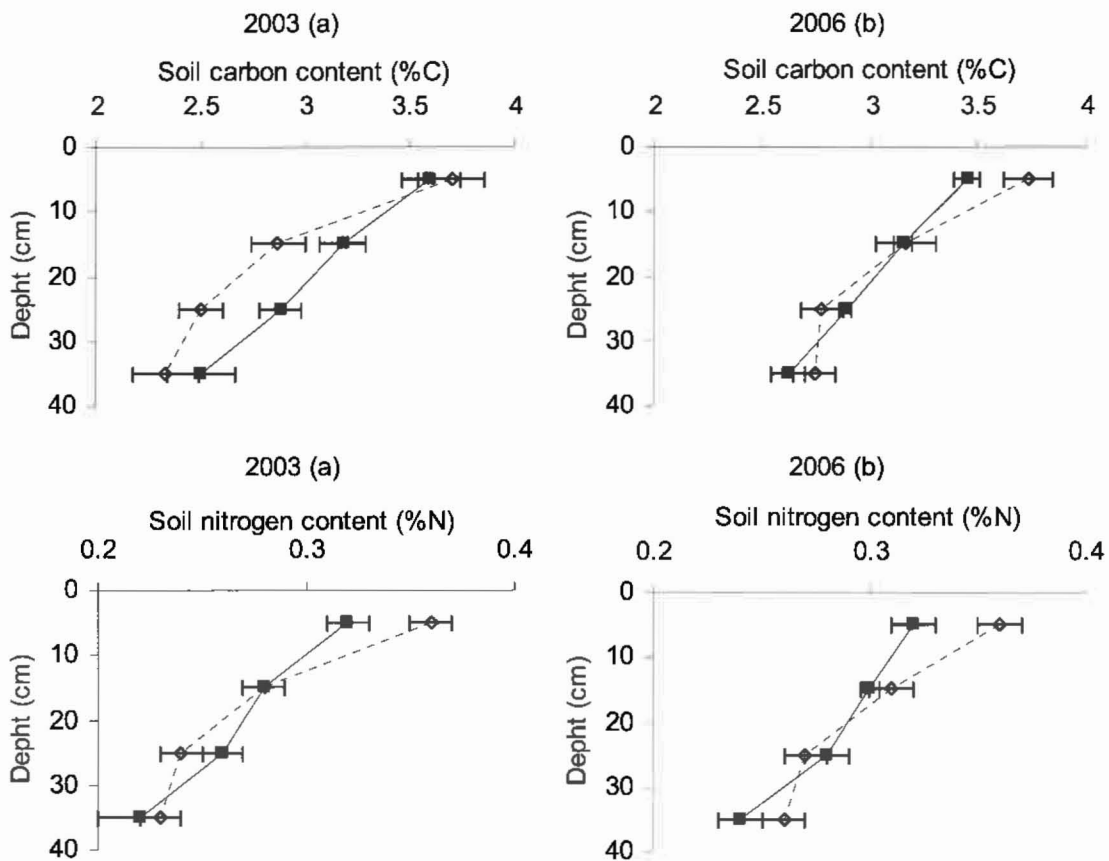


Figure IV.5 : Soil carbon and nitrogen content in the 0-40 cm layer of a coffee monoculture (black square, continue line) and of a coffee-Inga plantation (white diamond, discontinue line) in 2003 (a) and 2006 (b), in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors

Table IV.2: Soil C stocks measured at four depths in 2003 and 2006 in a coffee plantation shaded by *Inga densiflora* (CIn) and a coffee monoculture (CM). Calculation made with the soil carbon content ($n = 8$ in CIn; 5 and 8 in CM in 2003 and 2006, respectively) and the bulk density ($n = 12$). Mean (SE)

Soil depth in CIn (cm)	C stock (Mg C ha ⁻¹)					
	CIn		CM (volume basis)		CM (mass basis)*	
	2003	2006	2003	2006	2003	2006
0-10	31.82 ^{αα} (1.42)	32.08 ^{αα} (1.02)	35.28 ^{αα} (1.55)	33.81 ^{αα} (0.91)	30.96 ^{αα} (1.36)	29.67 ^{αα} (0.80)
10-20	26.40 ^{αα} (1.47)	29.07 ^{αα} (1.60)	31.16 ^{βα} (1.44)	30.87 ^{αα} (1.02)	29.76 ^{αα} (1.19)	29.34 ^{αα} (0.84)
20-30	23.00 ^{αα} (1.04)	25.48 ^{αα} (0.87)	26.21 ^{βα} (1.08)	26.30 ^{αα} (0.61)	27.04 ^{βα} (0.91)	27.06 ^{αα} (0.53)
30-40	20.97 ^{αα} (1.44)	24.66 ^{αβ} (0.90)	22.00 ^{αα} (1.43)	23.06 ^{αα} (0.75)	23.15 ^{αα} (1.20)	24.04 ^{αα} (0.63)
Stock 0-40 cm	102.19 ^{αα} (2.71)	111.29 ^{αα} (2.27)	114.65 ^{αα} (2.77)	114.04 ^{αα} (1.67)	110.90 ^{αα} (2.36)	110.11 ^{αα} (1.42)

* Reference being the soil mass of the layers in CIn.

Means for the two coffee systems within a year, followed by different letters (a, b) are significantly different from each other ($p < 0.05$).

Means between 2003 and 2006 within a coffee culture, followed by different letters (α, β) are significantly different from each other ($p < 0.05$).

A.3.3 C stocks and accumulation rates in the litter and permanent biomass

In 2004, C stock in the standing litter was significantly larger in CIn than in CM (Tableau IV.3) and between the coffee plants than near the coffee plants in the CIn plot (data not shown). C stock in the coffee plants was similar in the two plots (Tableau IV.3) but the inclusion of the *Inga* trees resulted in a large additional phytomass (litter + biomass) which accounted for 14.2 Mg C ha⁻¹ after 7 years of plantation. Thus 52% of the phytomass C stock in the CIn plot was due to the inclusion of the tree (Tableau IV.3) and compared to the monoculture, the total phytomass C of the CIn plot was multiplied by 2.3. For a 7 year period, mean annual aboveground C storage rates were 1.3 ± 0.1 and 3.1 ± 0.1 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ in CM and CIn, respectively and mean annual total phytomass C storage rates were 1.7 ± 0.1 and 3.9 ± 0.1 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ in CM and CIn, respectively.

Table IV.3: Phytomass (from Siles (2007)), carbon fraction and stocks in the litter, coffee plants and trees in a coffee monoculture (CM) and a coffee plantation shaded by *Inga densiflora* (CIn) of 7 years old in the Central Valley of Costa Rica. Mean (SE)

		Phytomass (Mg DM ha ⁻¹)		% C	C stocks (Mg C ha ⁻¹)	
		CM	CIn		CM	CIn
Trees	Aboveground		25.3 (0.0)	43.9 (0.3)		11.1 (0.1)
	Roots		6.6 (0.0)	47.3 (0.4)		3.1 (0.0)
Coffee	Aboveground	18.0 (0.8)	19.2 (1.2)	43.9 (0.9)	7.9 (0.4)	8.4 (0.6)
	Roots	5.2 (0.4)	5.1 (0.1)	48.0 (0.4)	2.5 (0.2)	2.4 (0.1)
Litter		3.0 (0.2)	4.9 (0.3)	46.1 (0.4)	1.4 (0.1)	2.3 (0.1)
Total		26.2 (0.9)	61.1 (1.2)		11.8 (0.4)	27.4 (0.6)

A.3.4 Soil greenhouse gases fluxes

As already presented in Hergoualc'h et al. (2007), nitrogen fertilization stimulated N₂O emissions and the fertilizer induced emission accounted for 1.3% of the applied N (3.25 kg N₂O-N ha⁻¹ y⁻¹) in the coffee monoculture and 1.8 % of the applied N (4.5 kg N₂O-N ha⁻¹ y⁻¹) in the shaded plantation. Nitrogen fertilization induced temporary increases in soil respiration. Our study also confirmed that N fertilization decreases CH₄ oxidation and increases CH₄ emissions.

The larger annual N₂O budget (Figure IV.6) of the shaded plantation (5.8 ± 0.5 kg N ha⁻¹ y⁻¹) compared to the one of the monoculture (4.3 ± 0.3 kg N ha⁻¹ y⁻¹) coincided with larger soil N mineralization rates measured "in vitro" (3.7 ± 0.2 mg N kg⁻¹d.w. d⁻¹) and smaller C:N ratio of the 0-10 cm layer (10.3 in 2003) compared to the ones of the monoculture (2.2 ± 0.2 mg N

kg⁻¹ d.w. d⁻¹ and 11.3 in 2003) and confirmed that the presence of N₂ fixing shade trees can increase N₂O emissions (Hergoualc'h et al., 2007). Contrary to soil N₂O emissions, annual CO₂ and CH₄ fluxes of both systems were similar (Figure IV.6). Although differences in annual CH₄ fluxes between both coffee plots were not significant, CH₄ fluxes in the monoculture tended more to be uptakes (sink) while the contrary (source) was observed in CIn (Figure IV.6).

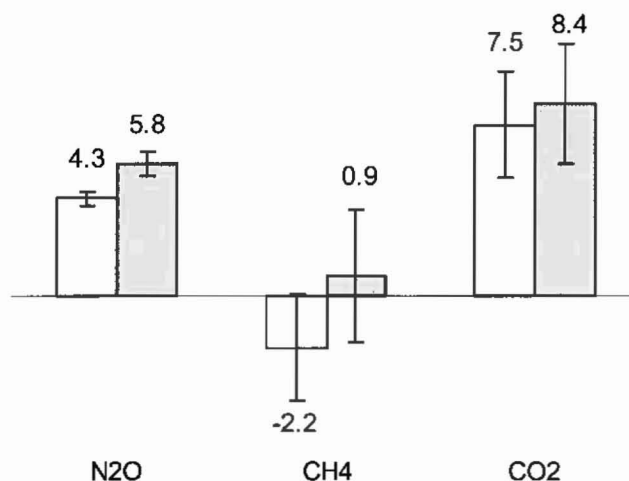


Figure IV.6: Soil N₂O (kg N ha⁻¹ y⁻¹) and CH₄ (kg C ha⁻¹ y⁻¹) fluxes and soil respiration rates (Mg C ha⁻¹ y⁻¹) in a coffee monoculture (CM, white) and a coffee-Inga plantation (CIn, light grey), in the Central Valley of Costa Rica. Error bars are standard errors. From Hergoualc'h et al. (2007)

A.4 Discussion

A.4.1 Dynamic of soil N and C contents between 2003 and 2006

C and N inputs to the soil arise mainly from (1) the litterfall, (2) the roots (decay and exudation) enriching the soil C and N pools (1) in the superficial layers of the soil, (2) in the entire soil profile depending on the root distribution. Root distribution in CIn and CM, measured by Crouzet (2004), decreased with depth in the first 0-40 cm thus the contribution of roots to the soil C and N pools should also decrease with depth. The decrease of C and N contents from the surface to 40 cm depth (Figure IV.3) confirms that the enrichment of the soil C and N pools decrease with depth. Consequently, the increase in both soil C and N contents with depth between 2003 and 2006 in the CIn system is questionable (Figure IV.3). We mentioned that, between 2003 and 2006, the ratio between soil carbon content and the percentage of (silt + clay) remained constant in this plot (Figure IV.4). We suggest, then, that the larger C and N contents measured in depth in 2006 in the CIn system were due to inherent spatial variability of this young Andosol and were associated with the larger silt content and with different mineralogical properties in soil samples of 2006. To conclude, we assume that carbon did not accumulate with depth in the soil of the CIn system.

Carbon stocks in the 0-10 cm layer tended slightly to increase between 2003 and 2006 in the CIn system (mean annual storage of + 0.09 Mg C ha⁻¹ y⁻¹), although differences were not statistically significant. Whilst for CM there was a small non significant decrease (mean annual loss of - 0.43 Mg C ha⁻¹ y⁻¹) (Table IV.2). This result agrees with an approximate balance between C in- and outputs of the systems. One of the major C input to the systems, the litterfall, was measured from October 03 to September 04 (unpublished data, CASCA project) and estimated at 7.5 and 11.9 Mg dry matter ha⁻¹ y⁻¹ accounting for 3.6 and 5.7 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ in CM and CIn, respectively. The major output was C mineralization which can be roughly estimated at 50% of soil respiration (Ryan and Law, 2005) i.e. 3.75 and 4.2 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ in CM and CIn respectively (using annual soil respiration of Figure IV.6). Using these estimations, C fluxes outputs exceeded inputs in CM while in CIn inputs exceeded outputs. The increase between 2003 and 2006 of the difference of soil N content between the two plots, in the 0-10 cm layer, could be explained by the larger N inputs from the litterfall in the shaded system (246 kg N ha⁻¹ y⁻¹, unpublished data, CASCA project) than in the monoculture (153 kg N ha⁻¹ y⁻¹).

A.4.2 Carbon stocks at the plot scale and net GHGs balance

Soil carbon stocks were large as expected for Andosols (Osher et al., 2003) and were close to the world mean carbon content in the 0-30 cm for Andosols of 114 Mg C organic ha⁻¹ (Batjes, 1996). Carbon stocks in the litter of the CM and CIn (Tableau IV.3) were close to the 1.2 Mg C ha⁻¹ and 3 Mg C ha⁻¹ (6.35 Mg dry matter ha⁻¹) values measured by, respectively, De Miguel Magaña et al. (2004) in a coffee monoculture of 14 years old in the south west of Costa Rica and Alpizar et al. (1985) in coffee plantation shaded by the leguminous tree *Erythrina poeppigiana* of 5 years old in Turrialba, Costa Rica. Aboveground carbon storage in coffee plants (Tableau IV.3) was similar to the value of 10.2 Mg C ha⁻¹ measured by De Miguel Magaña et al. (2004) in both 14 years old shaded and unshaded plantations in the south west of Costa Rica. Alpizar et al. (1985) also measured a similar value of 7.3 Mg C ha⁻¹ (15.3 Mg dry matter ha⁻¹) in coffee plants aged 5 years shaded by *Erythrina poeppigiana* in Costa Rica. Aboveground carbon storage in the *Inga* trees (7m height in 2004) was close to the values of 8.4 and 17.5 Mg C ha⁻¹ for *Inga* trees of heights of, respectively, 5-10 m and >10 m, estimated by Suárez (2002) in coffee plantations of Nicaragua. But, it was about twice smaller than the value of 32 Mg C ha⁻¹ we calculated in basis of *Inga* dry biomass (0.24 Mg dry matter tree⁻¹) estimated by Peeters et al. (2003) in coffee shaded plantations of Mexico, of different but not specified ages. In this study: (1) the smaller mean trees and coffees density plantation (176 trees and 2684 coffees ha⁻¹) probably allowed a better growth of the trees; (2) the allometric equation used to estimate dry aboveground biomass of each tree, was not developed for this particular stand but was a relation specific to tropical moist

forest probably less adapted to coffee shaded systems than the ones developed by Siles (2007).

C storage in biomass and litter was more than twice larger in the coffee shaded system compared to the coffee monoculture as also observed by De Miguel Magaña et al. (2004). Mean annual aboveground C storage rates were 1.5 and 1.8 larger than the ones of 1 and 2 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ estimated by van Noordwijk et al. (2002) for respectively coffee monoculture and shade coffee, in Indonesia. The reason is that van Noordwijk et al. (2002) established the rates taking into account several coffee plantations with ages ranging from 1 to 40 years while the present plantations are 7 years old. It is likely that coffee plants of the CM and CIn systems, after 7 years, will be pruned several times during their life time in order to increase their bean production. On another hand, we have to take in consideration that after 7 years old the *Inga* trees will certainly grow more slowly than before and that they may also be pruned for shade control. These facts would decrease the mean annual aboveground C storage in these coffee systems if their entire life time was considered.

The conversion of the coffee monoculture to the agroforestry system would result, after 7 years, in an additional mean annual increment in phytomass of 2.2 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ (corresponding to 8.16 Mg CO₂ ha⁻¹ y⁻¹, Table IV.4); of 2.7 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ in phytomass plus top 10 cm soil. The first value is within the range of mean annual increment in phytomass of 1 - 2.6 Mg C ha⁻¹ y⁻¹ (depending on tree species and their planting density) estimated by Harmand et al. (2006) for coffee monoculture conversion to coffee shaded plantation after about a 10 year period. This latter study was an output of a database on coffee plantations located mainly in Central America.

Table IV.4: C storage in above and belowground biomass, litter and soil (1), soil non-CO₂ GHGs fluxes (N₂O, CH₄) (2) and net GHGs balance (1) – (2) expressed in Mg CO₂-equivalent ha⁻¹ y⁻¹ in a coffee monoculture (CM) and a coffee plantation shaded by *Inga densiflora* (CIn) of 7 years old in the Central Valley of Costa Rica. Δ(CIn-CM) indicates the difference between CIn and CM

		CM	CIn	Δ(CIn-CM)
		(Mg CO ₂ ha ⁻¹ y ⁻¹)		
C storage	Biomass and litter	+ 6.18 (0.22)*	+ 14.34 (0.31)	+ 8.16 (0.38)
	Soil (0-10 cm)**	- 1.58 (1.93)	+ 0.32 (2.14)	+ 1.89 (2.88)
non-CO ₂ GHGs	Soil N ₂ O fluxes	- 2.00 (0.05)	- 2.70 (0.23)	- 0.70 (0.24)
	Soil CH ₄ fluxes	+ 0.07 (0.07)	- 0.03 (0.09)	- 0.10 (0.11)
Balance		+ 2.67 (1.94)	+ 11.93 (2.17)	+ 9.26 (2.92)

* A positive flux is from the atmosphere to the system.

** Within the masses corresponding to 0-10 cm in CIn.

For both systems, the net GHGs balance is positive (Table IV.4) but, given the uncertainty of soil C measurements and dynamics during the first years following the establishment of the plantations, only the agroforestry system can be considered as a GHGs sink during the 7 years following its establishment. Using smaller N fertilization rates in these systems would improve the net GHGs balance and would not necessarily decrease coffee production. Indeed, Harmand et al. (2007) studied, in a coffee monoculture located in the Central Valley of Costa Rica, coffee production with different N fertilization rates and concluded that a fertilization rate above 150 kg N ha⁻¹ y⁻¹ does not increase significantly long term coffee production and causes negative effects on water contamination by nitrates and on climate change by soil N₂O emissions. The conversion of the coffee monoculture to *Inga* shaded coffee would increase non CO₂ soil GHGs emissions by 0.8 Mg CO₂-equivalent ha⁻¹ y⁻¹ (Table IV.4). But taking in consideration the entire soil-plant system, this conversion after 7 years would mean an additional net CO₂ sequestration of 9.3 Mg CO₂ ha⁻¹ y⁻¹ (Table IV.4). Considering a longer time period of 30 years, the net GHGs balance would be smaller in both systems as the result of a smaller C storage in the biomass. Given the major role of the tree biomass in the difference of GHGs budget between both systems (Table IV.4), the conversion of the monoculture to the agroforestry system over a 20 year time period would remain highly beneficial in term of climate change mitigation. Although the GHGs budgets would be smaller in a time period of 20 years, we also have to consider that the use as fuelwood of the coffee and *Inga* wood from the prunings contributes to CO₂ mitigation by fossil fuel substitution.

A.5 Conclusions

Considering only the soil, the studied coffee systems, a monoculture (CM) and a coffee plantation shaded by the N₂ fixing *Inga densiflora* species (CIn), were not sustainable in term of GHGs balance with N₂O+CH₄ soil GHGs emissions of 1.93 ± 0.08 and 2.73 ± 0.25 Mg CO₂-equivalent ha⁻¹ y⁻¹, respectively in CM and CIn; and small carbon decrease of the soil top 10 cm, between the 6th and 9th year of the plantation, in CM (1.58 Mg CO₂-equivalent ha⁻¹ y⁻¹) and small increase in CIn (0.32 Mg CO₂-equivalent ha⁻¹ y⁻¹). A large part of soil N₂O fluxes were caused by the large fertilization rate (250 kg N ha⁻¹ y⁻¹), with fertilizer-induced emissions of 1.3 and 1.8% of the applied N, respectively in CM and CIn. The reduction of the fertilization to a rate of 150 kg N ha⁻¹ y⁻¹ would improve the soil GHGs balance as well as other environmental aspects such as water quality, without causing a decrease of coffee production. Considering the soil-plant system, both coffee cultures, after 7 years of establishment, were sustainable in term of GHGs balance with net balances of 2.67 ± 1.94 and 11.93 ± 2.17 Mg CO₂ ha⁻¹ y⁻¹ in CM and CIn, respectively. The balance between C

storage and non-CO₂ GHGs in the agroforestry system four times larger than in the monoculture confirmed the potential of agroforestry systems to sequester atmospheric CO₂ and to mitigate climate change.

Acknowledgement

The authors thank ICAFÉ for providing the study site. Soil analyses were carried out at CATIE, Costa Rica and gas analysis at CEH, UK. The authors thank Luis Dioniso and Jonhatan Ramos for the technical assistance and Patricia Leandro for soil analysis. The European Commission (INCO project CASCA, ICA4-CT-2001-10071) provided part of the costs of this research.

A.6 References

- Albrecht A and Kandji ST (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agr Ecosyst Environ* 99:15–27
- Alpizar L, Fassbender HW, Heuvelink J, Enriquez G and Folster H (1985) Sistemas agroforestales de café (*Coffea arabica*) con laurel (*Cordia alliodora*) y con poro (*Erythrina poeppigiana*) en Turrialba, Costa Rica. I. Biomasa y reservas nutritivas. *Turrialba* 35:233-242
- Batjes NH (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur J Soil Sci* 47: 151-163
- Beer J, Bonnemann A, Chavez W, Fassbender HW, Imbach AC and Martel I (1990) Modelling agroforestry systems of cacao (*Theobroma cacao*) with laurel (*Cordia alliodora*) or poro (*Erythrina poeppigiana*) in Costa Rica. V. Productivity indices, organic material models and sustainability over ten years. *Agr Syst* 12: 229–249
- Blanchart E, Roose E and Khamsouk B (2006) Soil carbon dynamics and losses by erosion and leaching in banana cropping systems with different practices (Nitisol, Martinique, West Indies). In: Roose E and Feller C (eds.) *Soil Erosion & Carbon Dynamics. Advances in Soil Science*, vol. 15. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 87-102
- Crouzet G (2004) Dynamique de l'azote dans des plantations agroforestières à café au Costa Rica (Distribution de racines fines et influence de l'arbre et de la fertilisation sur la lixiviation des nitrates). Dissertation, Centre National d'Études Agronomiques des Régions Chaudes (CNEARC), Montpellier, France
- De Miguel Magaña S, Harmand J-M and Hergoualc'h K (2004) Cuantificación del carbono almacenado en la biomasa aérea y el mantillo en sistemas agroforestales de café en el Sur Oeste de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*: 98-104
- Harmand J-M, Hergoualc'h K, De Miguel Magaña S, Dzib B, Siles P and Vaast P (2006) Carbon sequestration in Coffee Agroforestry Plantations of Central America. Poster

- presented at the 21st International Conference on Coffee Science (ASIC). CIRAD, Montpellier, France, 11-15 September 2006
- Harmand J-M, Chaves V, Cannavo P, Ávila H, Dionisio L, Zeller B, Hergoualc'h K, Vaast P, Oliver R, Beer J and Dambrine E (2007) Nitrogen dynamics (coffee productivity, nitrate leaching and N₂O emissions) in *Coffea arabica* systems in Costa Rica according to edaphic conditions, fertilization and shade management. Paper presented at the 2nd International Symposium on Multi-Strata Agroforestry Systems with Perennial Crops. CATIE, Turrialba, Costa Rica, 17-21 September 2007.
- Henríquez C and Cabalceta G (1999) Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola. 1ra edición. ACCS (Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo) (Ed.), San José, Costa Rica
- Hergoualc'h K, Skiba U, Harmand J-M and Hénault C (2007) Greenhouse gases fluxes from Andosols under coffee in monoculture or shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. Submitted to Biogeochemistry
- InfoStat (2004) InfoStat versión 2004. FCA, Universidad Nacional de Córdoba
- IPCC (2001) Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB (2006) World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports N°103. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome
- Mata RA and Ramírez JE (1999) Estudio de caracterización de suelos y su relación con el manejo del cultivo de café en la provincia de Heredia. ICAFE, San José, Costa Rica
- Montagnini F and Nair PKR (2004) Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agr Syst* 61:281–295
- Oelbermann M, Voroney RP, Kass DCL and Schlfnoigt A M (2006) Soil carbon and nitrogen dynamics using stable isotopes in 19- and 10-year-old tropical agroforestry systems. *Geoderma* 130:356–367
- Oelbermann M, Voroney RP and Gordon A M (2004) Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agr Ecosyst Environ* 104:359–377
- Osher LJ, Matson P Amundson R (2003) Effect of land use change on soil carbon in Hawaii. *Biogeochemistry* 65:213–232
- Pansu M, Gautheyrou J and Loyer JY (2001) Soil analysis. Sampling, instrumentation, quality control, A.A. Balkema Publishers, Lisse, The Netherlands

- Peeters LYK, Soto-Pinto L, Perales H, Montoya G and Ishiki M (2003) Coffee production, timber, and firewood in traditional and *Inga*-shaded plantations in Southern Mexico. *Agr Ecosyst Environ* 95:481–493
- Roscoe R and Buurman P (2003) Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil Till Res* 70:107-119
- Ryan MG and Law BE (2005) Interpreting, measuring, and modelling soil respiration. *Biogeochemistry* 73:3–27
- Samper M (1999) Itinerarios tecnológicos del café en CentroAmérica. *Ateliers de Caravelle* 13:5-63
- Siles P (2007) Hydrological processes (water use and balance) in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture and a coffee agroforestry plantation shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. Ph D dissertation, Ecole Doctorale RP2E, Nancy-Université Henry Poincaré, Nancy, France
- Suárez D (2002) Cuantificación y valoración económica del servicio ambiental almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de café en la Comarca Yassica Sur, Matagalpa, Nicaragua. Dissertation Magister Scientiae, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica
- Sumner ME and Miller WP (1996) Cation exchange capacity and exchange coefficients. In: Sparks DL (ed.) *Methods of soil analysis, part 3: Chemical Methods* (3rd ed.). SSSA and ASA, Madison, WI, USA, pp. 1220-1221
- Vaast P and Harmand J-M (2002) Importance des systèmes agroforestiers dans la production de café en Amérique centrale et au Mexique. In: CIRAD (ed.) *Recherche et caféiculture*. Montpellier, France, pp. 34-43
- van Kanten R and Vaast P (2006) Transpiration of arabica coffee and associated shade tree species in sub-optimal, low-altitude conditions of Costa Rica. *Agr Syst* 67:187–202
- van Noordwijk M, Rahayu S, Hairiah K, Wulan YC, Farida A Verbist B (2002) Carbon stock assessment for a forest-to-coffee conversion landscape in Sumber-Jaya (Lampung, Indonesia): from allometric equations to land use change analysis. *Science in China (Series C)* 45:75-86
- Verhot L, Mackensen J, Kandji S, van Noordwijk M, Tomich T, Ong C, Albrecht A, Bantilan C, Anupama K and Palm C (2005) Opportunities for linking adaptation and mitigation in agroforestry systems. In: Robledo C, Kanninen M and Pedroni L (eds.) *Tropical forests and adaptation to climate change- in search of synergies*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia, pp. 103-121

B Conclusion

Un bilan net annuel des GES, exprimé en CO₂-équivalent, a été établi pour chacun des systèmes étudiés en retranchant aux accumulations annuelles de C dans le système sol-plante, les émissions annuelles de GES autres que le CO₂ (N₂O, CH₄). Les émissions de N₂O et CH₄ ont été plus élevées dans le système agroforestier ($2,73 \pm 0,25$ Mg CO₂-équivalent ha⁻¹ an⁻¹) que dans la monoculture ($1,93 \pm 0,08$ Mg CO₂-équivalent ha⁻¹ an⁻¹), néanmoins le système agroforestier a présenté un bilan annuel de GES de $11,93 \pm 2,17$ Mg CO₂-équivalent ha⁻¹ an⁻¹, 4 fois supérieur à celui de la monoculture ($2,67 \pm 1,94$ Mg CO₂-équivalent ha⁻¹ an⁻¹). Cela s'explique principalement par une forte accumulation de C dans la biomasse permanente et la litière au sol. La conversion de la monoculture en système café - *Inga densiflora* permettrait ainsi de séquestrer $9,3 \pm 2,9$ Mg CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ durant une période de 7 ans. Compte tenu des incertitudes sur les mesures et sur la dynamique du C du sol au cours des premières années après plantation, seul le système agroforestier peut être considéré comme un puits net de GES durant les 7 années qui ont suivi la plantation.

Chapitre V Synthèse et perspectives

A Rappel sur les objectifs

En vue d'atténuer le changement climatique, deux grandes approches de limitation de l'effet de serre sont considérées : (1) la réduction des émissions anthropiques de gaz à effet de serre (CO_2 , CH_4 , N_2O , ...), (2) la création et l'amélioration de puits de carbone dans la biosphère (Albrecht and Kandji, 2003; Locatelli, 2002). La contribution de l'agriculture à l'effet de serre est due en grande partie aux émissions de N_2O par les sols, émissions qui se sont accrues avec l'usage des fertilisants azotés industriels. D'une façon plus générale, différents travaux ont mis en évidence une modification des flux de GES avec la fertilisation azotée des sols : une augmentation des émissions de N_2O par les sols (Stehfest et Bouwman, 2006), une diminution de l'oxydation de CH_4 atmosphérique (Chu et al., 2007; Hütsch et al., 1993) et dans certains cas une stimulation de la respiration (Montenegro et Abarca, 2001). D'autre part, par l'inclusion d'arbres dans les systèmes de production agricole, l'**agroforesterie** représente une opportunité intéressante d'atténuation des concentrations atmosphériques en CO_2 (1) par la substitution d'énergie fossile par de la biomasse, (2) par l'évitement de destruction de forêts existantes qui en découle (Verchot et al., 2005) et (3) par l'accroissement des quantités de carbone stocké dans des terres vouées à l'agriculture tout en permettant la croissance de cultures alimentaires (Montagnini et Nair, 2004). En effet, les arbres dans les systèmes agroforestiers peuvent être des puits significatifs de C atmosphérique (De Miguel Magaña et al., 2004; Beer et al., 1990). D'autre part, les intrants organiques provenant de la litière, de l'élagage de la biomasse, de l'exsudation et de la mortalité des racines des arbres peuvent maintenir ou accroître le pool organique du sol tout en améliorant la fertilité du sol et en réduisant les pertes par érosion (Montagnini et Nair, 2004; Oelbermann et al., 2006).

La caféiculture représente 7,5% des cultures permanentes mondiales. Elle utilise généralement de grandes quantités de fertilisants azotés (jusqu'à $350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). La caféiculture est parfois pratiquée en agroforesterie avec différents usages des arbres associés aux caféiers. Certains de ces arbres sont fixateurs d'azote. La contribution des plantes fixatrices d'azote¹, aux émissions de N_2O est un sujet prégnant dans le cadre du développement durable, avec des résultats dans la littérature qui peuvent parfois apparaître contradictoires (Rochette et Janzen, 2005).

Dans ce contexte, cette thèse proposait, par l'étude de deux cultures caféières, une monoculture (CM) et une culture ombragée par une légumineuse fixatrice de N_2 , *Inga densiflora* (CIn), de préciser :

¹ Généralement légumineuses vivant en symbiose avec des bactéries fixatrices d'azote appartenant au genre *Rhizobia*

- (i) l'**intensité des émissions de GES** (N_2O , CO_2 , CH_4) dans ces systèmes, leurs variations saisonnières **en fonction des évènements climatiques** et des épisodes de **fertilisation azotée**,
- (ii) l'impact de la présence **d'un arbre fixateur d'azote** sur ces émissions,
- (iii) Les **processus microbiologiques** (nitrification et dénitrification) impliqués dans les émissions de N_2O , leur nature et déterminisme dans ce contexte,
- (iv) l'impact de l'utilisation de **différentes méthodologies d'intégration des observations de terrain** (mesures directes, simulation)² lors de l'établissement du bilan annuel des émissions de N_2O dans ces systèmes de culture,
- (v) les conséquences en terme de **stockage de carbone dans le sol de la conduite de la culture caféière en agroforesterie**,
- (vi) l'impact du **mode de culture du caféier (monoculture vs association agroforestière)** sur le **bilan des GES à l'échelle de la parcelle**, c'est-à-dire la différence entre les émissions de GES autres que le CO_2 et le stockage de carbone dans le système sol-plante.

Notre travail a donc consisté en :

- (i) un travail expérimental de terrain mettant en jeu deux parcelles expérimentales conduites en caféiculture, l'une en monoculture, l'autre associant un arbre fixateur d'azote (*Inga densiflora*). Ces deux parcelles, localisées Costa Rica, ont été intensivement fertilisées à l'azote ($250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Pour mettre en évidence l'effet de la fertilisation azotée, nous avons étudié à la fois les zones fertilisées de ces parcelles ainsi que celles non fertilisées. Nous avons ainsi constitué une banque de données relatives aux émissions de GES et au stockage de C dans ces parcelles expérimentales;
- (ii) un travail expérimental de laboratoire d'étude des processus microbiens impliqués dans les émissions de N_2O ;

² L'établissement de bilans annuels de N_2O à l'échelle de la parcelle cultivée nécessiterait idéalement des mesures en continu au moins sur une année complète et spatialement intégratives (Froking et al., 1998). Malheureusement, ceci ne peut être que rarement accompli et la plupart des études « in situ » disposent uniquement de jeux de données ponctuels comprenant des flux de N_2O et des mesures associées de température, d'humidité et de concentrations de nitrate et d'ammonium en surface du sol. L'utilisation de modèles « orientés-process » constitue une méthodologie pertinente pour améliorer les bilans annuels de N_2O à partir d'une base de donnée de mesures ponctuelles. NGAS (Parton et al., 1996) a été spécialement conçu pour simuler les flux de N_2O avec des données collectées durant les mesures au champ. NOE (Hénault et al., 2005) en complément à une telle base de données environnementales doit être renseigné sur les propriétés biologiques des sols, déterminées au laboratoire

- (iii) un travail de modélisation, d'analyse et de traitement des données;
- (iv) un travail de communication des résultats.

Dans ce document de thèse, les résultats obtenus sont présentés sous forme d'articles dont la suite de ce paragraphe reprend les principales conclusions. Cette synthèse présente :

- (i) les principaux résultats, leur qualité et leur pertinence (section A),
- (ii) les perspectives que ces résultats ouvrent sur un plan scientifique (section B).

B Impact des pratiques culturales de la caféiculture sur les flux de GES et le stockage de carbone

B.1 Les flux de GES (N₂O, CH₄, CO₂) à l'interface sol-atmosphère

Nous avons étudié les émissions de gaz à effet de serre (N₂O, CH₄, CO₂) par le sol dans deux cultures caféières : une monoculture (CM) et une culture ombragée par l'espèce légumineuse fixatrice de N₂ *Inga densiflora* (CIn). Pendant une période d'un an (Oct. 04 - Sept. 05), les émissions par le sol des gaz à effet de serre N₂O, CH₄ et CO₂ et leurs déterminants édaphiques (humidité gravimétrique, espace poral occupé par l'eau, température et teneur en azote minéral) ont été mesurés au champ à un pas de temps régulier (1 mois) avec, en complément, un suivi plus intensif au cours des périodes suivant les fertilisations azotées. En plus des mesures de minéralisation de l'azote du sol « in situ », les vitesses de minéralisation de l'azote ont été évaluées au laboratoire en conditions standardisées. L'étude a examiné les variations saisonnières des flux de GES et des paramètres environnants associés, les déterminants des flux de GES dont l'impact de la fertilisation azotée. Elle a aussi permis de comparer les deux types de culture caféière.

Les flux de N₂O mesurés ont été compris entre - 5 et 250 g N-N₂O ha⁻¹ j⁻¹. L'estimation annuelle des émissions de N₂O par interpolation linéaire entre les points de mesures, technique très classiquement pratiquée (Stehfest et Bouwman, 2006), a abouti à un bilan des émissions de N₂O de la plantation ombragée (5,8 ± 0,5 kg N ha⁻¹ an⁻¹) 1,3 fois supérieur à celui de la monoculture (4,3 ± 0,3 kg N ha⁻¹ an⁻¹). C'est pendant la saison humide avant fertilisation et après la fertilisation de Mai (début de saison des pluies) que les émissions de N₂O ont été plus élevées (de l'ordre de 2 fois) sous culture ombragée que sous monoculture. Ce bilan plus élevé du système ombragé par la légumineuse pourrait être attribuable à une activité microbienne plus intense, révélée par une vitesse de minéralisation de N supérieur (3,7 ± 0,2 mg N kg⁻¹ s.s. j⁻¹) et un rapport C/N inférieur (10,3) à ceux de la monoculture (2,2 ± 0,2 mg N kg⁻¹ s.s. j⁻¹ et 11,3). Par ailleurs, les émissions moyennes de N₂O mesurées pendant la saison sèche et la saison humide avant fertilisation dans la zone non fertilisée (dans l'interligne entre les caféiers) ont aussi été 1,4 fois plus importantes dans le système

ombragé que dans la monoculture. Ce ratio est cohérent avec celui de 1,3 obtenu avec les bilans annuels de N_2O et pourrait être considéré comme la contribution de l'espèce fixatrice de N_2 *Inga densiflora* aux émissions de N_2O . Ce travail va donc dans le sens où la présence d'arbres d'ombrage fixateurs de N_2 pourrait légèrement augmenter les émissions de N_2O . Les fertilisations azotées combinées à des événements pluvieux intenses ont déclenché d'importantes émissions de N_2O , de l'ordre de $250 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ dans les 2 systèmes de culture. L'effet de la fertilisation azotée sur les émissions de N_2O a été observé pendant 44 jours. Nous avons estimé les émissions de N_2O induites par le fertilisant à $3,25 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $4,5 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ soit 1,3% et 1,8% de l'azote appliqué, respectivement dans la monoculture et la culture ombragée. Les fertilisations ont également augmenté temporairement la respiration du sol et les émissions de CH_4 .

Contrairement au N_2O , les flux annuels de CO_2 et de CH_4 ont été similaires dans les deux systèmes ($8,4 \pm 2,6$ et $7,5 \pm 2,3 \text{ t C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, $0,9 \pm 2,9$ et $-2,2 \pm 2,3 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, respectivement dans le système ombragé et la monoculture). Néanmoins, les flux de CH_4 ont eu tendance à être des émissions dans la culture ombragée mais des oxydations dans la monoculture. La respiration du sol et les flux de CH_4 ont d'autre part augmenté, de façon inattendue, pendant la saison sèche.

Du fait de la variabilité temporelle connue des émissions de N_2O par les sols (Laville et al., 1997), peu prise en compte dans les calculs d'interpolation précédemment présentés, nous avons tenté d'améliorer la méthodologie de calcul des émissions de GES par les sols en utilisant des modèles disponibles dans la littérature. La dynamique de l'humidité du sol puis celles des flux de N gazeux (N_2O , N_2) ont été simulés à des pas de temps horaire, avec, respectivement, le modèle mécaniste PASTIS et les modèles « orientés-process » NGAS et NOE, sur une période de 1 an. NGAS et NOE ont utilisé comme données d'entrée les humidités simulées par PASTIS ainsi que des données environnementales collectées sur le terrain (densité apparente, teneur en azote minéral, température, et respiration du sol). Ils ont été paramétrisés avec les activités microbiennes spécifiques des sols comme demandé par les auteurs de ces modèles. La pertinence des simulations a été évaluée sur la base d'analyses visuelles et par le calcul de critères statistiques d'association et coïncidence entre valeurs observées et prédites (Smith et al., 1996).

La dynamique de l'humidité des sols a été simulée de façon satisfaisante par PASTIS. En ce qui concerne les émissions de N_2O , les simulations obtenues introduisent effectivement une dynamique horaire des flux permettant de passer en quelques heures de flux très élevés à des flux très faibles sur la base de la dynamique du WFPS dans les sols. Sous les zones fertilisées (13 % de la surface étudiée), les simulations obtenues avec NOE en monoculture après apport de fertilisants apparaissent bien ajustées, légèrement sous estimées sous *Inga*.

En saison sèche, les simulations avec NOE prédisent d'importants pics d'émissions, non observés. Les simulations avec NGAS prédisent de plus faibles émissions, trop faibles après les apports de fertilisants. En revanche, en période hors fertilisation, les faibles flux obtenus coïncident avec les flux mesurés. En zone non fertilisée (87 % de la surface étudiée), NOE simule des émissions importantes, non validées. Les tests statistiques pratiqués sur ces simulations accordent néanmoins davantage de crédibilité aux résultats obtenus avec NOE. Au total, l'ordre de grandeur des flux de N₂O simulés avec PASTIS-NGAS et PASTIS-NOE (3,0 and 2,1 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour NGAS; 7,1 et 3,7 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour NOE, respectivement dans CM et CIn) concordent avec les flux annuels estimés à partir des mesures (4,3 and 5,8 kg N ha⁻¹ an⁻¹, respectivement dans CM et CIn). Par contre, l'étude ne permet pas de conclure clairement sur l'effet (apparemment modéré) de la présence de l'arbre fixateur d'N₂, *Inga densiflora*, dans une culture caféière, sur les émissions de N₂O.

Les expérimentations au laboratoire ont concerné la caractérisation des activités biologiques impliquées dans la production de N₂O en conditions standardisées et l'évaluation de l'influence de l'humidité du sol sur la respiration et les pertes de N₂ et de N₂O du sol par les processus de nitrification-dénitrification en utilisant la technique de l'inhibition sélective par l'acétylène (C₂H₂)³.

Globalement, les activités biologiques mesurées en conditions standardisées (potentiel de dénitrification, réduction de N₂O en N₂, nitrification) sont apparues d'assez faibles intensités ce qui explique les flux d'intensité moyenne observés sur le terrain où les conditions environnementales (humidité du sol, température, disponibilité en azote minéral) sont pourtant très favorables au fonctionnement des processus de nitrification et dénitrification.

Les sols de la plantation caféière ombragée par la légumineuse (CIn) ont, de plus, été placés à des taux de remplissage de la porosité en eau (WFPS) de 39, 58, 76 et 87% et incubés pendant 6 jours en absence ou en présence de C₂H₂. La respiration du sol, les taux de nitrification et les émissions de N₂O par nitrification et dénitrification ont été mesurés en fonction des conditions d'humidité du sol. Pour tous les WFPS, les taux de production de N₂O et N₂ ont été faibles (4.8; 14.7; 23 and 239.6 ng N-N₂O g⁻¹ s.s. j⁻¹ à 39, 58, 76 et 87% WFPS, respectivement), et malgré un pH bas (4,7), le N₂O a été principalement produit par la nitrification, qui a contribué à 85, 91, 84 and 87% des émissions totales de N₂O à 39, 58, 76 et 87% WFPS, respectivement. Aux trois valeurs les plus basses de WFPS, une relation linéaire a été établie entre le WFPS, la respiration du sol, la nitrification et le N₂O émis par nitrification; la dénitrification n'a pas produit de N₂. Dans des conditions plus anaérobies obtenues avec un WFPS de 87%, une proportion élevée (87%) du N₂O a été produit par

³ à une pression partielle de 10 Pa, le C₂H₂ inhibe la nitrification autotrophe et à une pression partielle de 10 kPa, la réduction d'oxyde nitreux (N₂O) en N₂ est inhibée (Yoshinari 1993)

nitrification, et la production de N₂ a représenté 84% des flux gazeux causés par la dénitrification.

B.2 Bilan des GES à l'échelle de la parcelle

A partir de mesures de stocks de C du sol réalisées la 6^{ème} et la 9^{ème} année après la plantation des caféiers et des arbres, nous avons évalué la dynamique du C du sol sur une période de 3 ans. L'accumulation de C dans la biomasse permanente (hors fruits) et la litière des systèmes caféiers a également été estimée à partir de mesures de biomasse et de stock de litière au sol, réalisées 7 ans après la plantation. Un bilan net annuel des GES, exprimé en CO₂-équivalent, a été établi pour chacun des systèmes étudiés en retranchant aux accumulations annuelles de C dans le système sol-plante les flux de GES autres que le CO₂ (N₂O, CH₄).

Au début de l'expérimentation en 2003, les stocks de carbone (0-40 cm) étaient plutôt similaires dans les deux systèmes caféiers ($111,94 \pm 2,22$ and $103,05 \pm 2,70$ Mg C ha⁻¹, respectivement dans la monoculture et la culture ombragée). Entre 2003 et 2006, 6 et 9 ans après l'établissement des systèmes, les stocks de C de la couche 0-10 cm ont eu tendance à augmenter dans CIn ($+0,09 \pm 0,58$ Mg C ha⁻¹ an⁻¹) et à diminuer dans CM ($-0,43 \pm 0,53$ Mg C ha⁻¹ an⁻¹). En 2004, 7 ans après l'installation des caféières, le stockage de carbone dans la phytomasse du système agroforestier ($27,4 \pm 0,6$ Mg C ha⁻¹) était plus de deux fois supérieur à celui de la monoculture ($11,8 \pm 0,4$ Mg C ha⁻¹). En ne considérant que le sol, les bilans nets des GES (émissions équivalentes de $3,51 \pm 1,93$ et $2,41 \pm 2,15$ Mg CO₂-équivalent ha⁻¹ an⁻¹ pour, respectivement, la monoculture et la culture ombragée) ont montré un impact négatif des deux systèmes caféiers sur l'effet de serre. Les émissions de N₂O + CH₄ ont été moyennement élevées ($1,93$ et $2,73$ Mg CO₂-équivalent ha⁻¹ an⁻¹, respectivement, pour la monoculture et la culture ombragée). La réduction de la fertilisation permettrait de réduire ces émissions et d'améliorer d'autres aspects environnementaux tels que la qualité de l'eau, sans causer de diminution de la production de café, comme cela a pu être démontré par ailleurs. Le bilan net des GES à l'échelle du système sol-plante a été de $2,67 \pm 1,94$ Mg CO₂-équivalent ha⁻¹ an⁻¹ dans la monoculture et de $11,93 \pm 2,17$ Mg CO₂-équivalent ha⁻¹ an⁻¹ dans la culture ombragée. Le système ombragé par la légumineuse, malgré des émissions annuelles de N₂O vraisemblablement plus élevées que celles de la monoculture, a présenté un bilan de GES 4 fois supérieur, principalement en raison d'une forte accumulation de C dans la biomasse permanente et la litière au sol. La conversion de la monoculture en système café - *Inga densiflora* permettrait de stocker de l'ordre de 10 Mg CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ durant une période de 7 ans, ce qui confirme le potentiel de séquestration de C des

systèmes agroforestiers et par voie de conséquence d'atténuation du changement climatique.

C Perspectives

Au cours de ce travail de thèse, nous avons cherché à caractériser les composantes du bilan des gaz à effet de serre dans deux systèmes de culture caféière par des mesures et des simulations de ces différentes composantes dans chacun de ces systèmes. Il émane de cette étude, de son dispositif et des résultats et conclusions que nous avons énoncés diverses questions de recherche qui pourraient être étudiées de façon plus détaillée et qui ouvrent de nouvelles perspectives sur un plan scientifique :

C.1.1 Analyse et interprétation des résultats

- (i) Nous avons qualifié de « modéré » l'effet de la présence de l'espèce légumineuse *Inga densiflora* sur les émissions de N_2O . Cette conclusion s'appuie sur une similarité des paramètres biologiques impliqués dans la production du N_2O et sur une différence d'un facteur allant de 1,3 à 1,9 entre les deux systèmes de leurs taux de minéralisation mesurés « in vitro » ou de leurs bilans annuels de N_2O établis par une approche d'interpolation des mesures de terrain ou de modélisation. Mais, disposons-nous de critères permettant de hiérarchiser les deux systèmes vis-à-vis de leur niveau d'émissions de N_2O ? Il serait utile de construire une échelle des émissions de N_2O permettant de classer et de différencier diverses situations émettrices de N_2O .
- (ii) La discrimination des deux systèmes étudiés vis-à-vis de leurs émissions de N_2O s'est révélée discordante selon la méthode employée : tandis que les mesures de terrain et l'interpolation de ces mesures à l'échelle de l'année ont indiqué un bilan annuel de N_2O plus élevé dans le système ombragé par la légumineuse que dans la monoculture, les simulations nous ont indiqué le contraire. Dans ces circonstances, comment effectuer un choix entre les deux méthodes ou comment établir un bilan prenant en compte les résultats obtenus par les deux méthodes ? Cette difficulté n'est sans doute pas spécifique aux émissions de N_2O en caféiculture et pourrait peut être trouver des réponses auprès de statisticiens. La solution que nous envisageons fait appel au théorème de Bayes qui permettrait de calculer un bilan annuel sur la base des deux méthodes en les pondérant par une fonction de vraisemblance.
- (iii) La présence d'arbres fixateurs de N_2 a un impact sur le cycle de l'azote d'un système. Elle accroît l'incorporation d'azote dans le système et peut donc potentiellement accroître ses pertes d'azote, par voie gazeuse sous forme de N_2O notamment ou par lixiviation sous forme de nitrate. Cette présence induit également des modifications des propriétés

physiques du sol : une augmentation de son humidité, une diminution de sa température et de sa densité apparente, notamment. Les émissions de N_2O plus élevées que nous avons mesurées dans le système CIn par rapport à celles mesurées dans CM sont-elles dues majoritairement à une incorporation d'azote plus élevée dans le système CIn ou bien aux caractéristiques physiques de son sol ? Autrement dit, s'agit-il d'un effet « légumineuse fixatrice de N_2 » ou d'un effet « arbre » ? Pour répondre à cette question il serait nécessaire d'étudier plus en détail les émissions de N_2O associées à l'incorporation d'azote dans le système au niveau de (1) la fixation de l'azote chez l'espèce *Inga densiflora*, (2) la chute de litière et (3) l'exsudation racinaire.

- (iv) Au cours de cette étude, nous avons été surpris par les faibles taux d'activités biologiques (nitrification et dénitrification) mesurés sur le sol en conditions potentielles, même si ces taux finalement se rapprochent des estimations fournies par Hénault et al. (2005) pour des sols issus de la même zone climatique. Il conviendrait d'en expliquer l'origine (afin d'avoir des éléments pour prédire à plus grande échelle les émissions de N_2O par les sols), c'est-à-dire déterminer si ces faibles taux sont la résultante de caractéristiques intrinsèques de la microflore du sol (structure, densité, activité), ou si ils sont dus aux caractéristiques environnementales tels que la température et l'humidité des sols dont l'amplitude varie peu au cours de l'année dans ces conditions tropicales, et/ou de leurs interactions. Les applications intensives de produits phytosanitaires et de fertilisants ont, par ailleurs, pu modifier la microflore en terme de structure et d'activité. Plus de recherche en matière de nature et déterminisme des activités biologiques des sols serait nécessaire afin de répondre à cette question. La connaissance du niveau d'activité biologique d'un sol permet, par ailleurs, d'anticiper la mise en œuvre de mesures de terrain et de caractériser un sol dans des conditions standardisées.

C.1.2 Méthodologie

- (i) Nous avons observé des discordances entre certains résultats expérimentaux sur les processus de nitrification-dénitrification et les simulations, comme par exemple sur le ratio $N_2O/(N_2O + N_2)$ de la dénitrification ou sur les émissions de N_2O par nitrification à des teneurs élevées du WFPS. Le recours au ^{15}N semble indispensable pour mieux caractériser les processus de nitrification-dénitrification dans les modèles mais n'est pas toujours réalisable.
- (ii) Les Andosols étudiés ont présenté une forte variabilité spatiale de leurs propriétés physico-chimiques. Les analyses que nous avons effectuées indiquent des taux d'Al amorphe deux fois inférieurs à ceux mesurés dans une parcelle de la station expérimentale. D'autre part, les échantillons de sols prélevés dans le système CIn en 2003 et ceux prélevés en 2006 ont présenté, en profondeur, une texture et un taux de

carbone différents. Dans ce contexte, nous nous posons la question de la méthodologie adéquate pour mesurer l'évolution des stocks de carbone dans un Andosol et de la fréquence des mesures (propriétés physico-chimiques liées aux taux de C) à effectuer.

C.1.3 La caféiculture et le changement climatique

- (i) Les niveaux de stockage de C dans la phytomasse, que nous avons présentés, ont été calculés lorsque les systèmes caféiers avaient 7 ans. Ces taux peuvent être considérés comme des valeurs maximales et diminueraient si l'on considérait la durée de vie moyenne des systèmes, d'environ 30 ans. Quel serait le bilan net des GES des deux systèmes calculés sur la base d'un scénario de 30 ans et quelle quantité nette de CO₂ serait stockée lors de la conversion de la monoculture en système café - *Inga densiflora* ?
- (ii) Nous avons également souligné que l'utilisation du bois provenant des tailles des caféiers et des arbres d'*Inga* comme bois de chauffage contribuerait à limiter le CO₂ atmosphérique par substitution de combustible fossile. Quel est le potentiel de fourniture de bois de chauffage des deux systèmes et à combien se chiffreraient les émissions de CO₂ évitées par la conversion de la monoculture en système café - *Inga densiflora* ?

Nous pourrions calculer le stockage de CO₂ et les émissions de CO₂ évitées que permettrait la conversion de la monoculture en système café - *Inga densiflora* à partir de nos données en simulant avec le modèle CO2FIX (Masera et al., 2003) (voir Figure V.1 en Annexe) l'évolution, sur 30 ans, des stocks et flux de carbone dans la biomasse, le sol et les produits dérivés des systèmes.

- (iii) Nous terminons sur le point qui, à notre sens, est le plus important. Il ressort de notre étude que les émissions de N₂O répondent fortement à l'application de fertilisant minéral azoté et qu'il est impératif de réduire le niveau de fertilisation de ces systèmes. Néanmoins, si la fertilisation minérale azotée est réduite, l'introduction d'espèces fixatrices de N₂ constitue une alternative pour maintenir la production de café. Par conséquent, quel niveau de fertilisation azotée et quel type de système de culture (utilisation ou non de légumineuses fixatrices de N₂ comme arbres d'ombrage) pouvons-nous recommander pour cultiver le *coffea arabica* afin de réduire les émissions de N₂O sans porter préjudice à la production de café ?

La réponse à cette question est complexe et laborieuse. Néanmoins, une première étape consisterait à utiliser comme entrées des simulations que nous avons réalisées avec NOE,

non pas les teneurs en azote minéral mesurées « in situ » mais celles simulées à partir d'un modèle sol-plante spécifique à la dynamique de l'azote dans le sol. Nous pourrions ainsi simuler les émissions de N_2O en réponse à la dose de fertilisant azoté appliqué. Une seconde étape serait de s'intéresser à des systèmes agroforestiers caféiers plus complexes intégrant, non pas une seule espèce ombragère mais plusieurs comme c'est souvent le cas au Mexique ou en Indonésie, par exemple.

Conclusion

Dans le contexte global d'intensification du changement climatique, l'objectif de ce travail était d'évaluer les flux de gaz à effet de serre (N_2O , CH_4 , CO_2) à l'interface sol-atmosphère et le stockage de carbone dans deux cultures caféières fortement fertilisées ($250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Situées au Costa Rica, l'une était pratiquée en monoculture, l'autre en agroforesterie. Dans le cas présent, l'arbre introduit, *Inga densiflora*, était une légumineuse fixatrice d'azote atmosphérique, très répandue dans la caféiculture centraméricaine. La démarche adoptée a été, dans un premier temps, de mesurer les émissions par le sol des gaz à effet de serre N_2O , CH_4 et CO_2 et les paramètres du sol associés (humidité gravimétrique, densité apparente, température et teneur en azote minéral). Les vitesses de minéralisation de l'azote des sols ont aussi été évaluées au laboratoire en conditions standardisées. Dans un second temps, nous avons caractérisé les activités biologiques de nitrification et dénitrification, associées à la production du N_2O et simulé les émissions de N_2O avec les modèles NOE et NGAS, couplés au modèle hydrique PASTIS afin de mieux appréhender la dynamique des flux pour établir les bilans annuels de N_2O . Enfin, le bilan net annuel des GES, exprimé en CO_2 -équivalent, a été établi pour chacun des systèmes en retranchant aux accumulations annuelles de C dans le système sol-plante les flux de GES autres que le CO_2 (N_2O , CH_4). Les mesures de terrain effectuées ont confirmé que la fertilisation minérale azotée provoque une augmentation des émissions de N_2O du sol et ont ainsi souligné l'importance de réduire les niveaux de fertilisation de ces systèmes. Calculée selon la méthodologie la plus usuelle (somme des flux mesurés, Stehfest et Bouwman (2006)) la part de fertilisant perdue sous forme N_2O (FIE) a été estimée à 1,3 et 1,8 % de l'azote apporté pour, respectivement, la monoculture et la culture associée.

Une partie importante de ce travail a concerné la simulation des émissions de N_2O pour essayer de rendre compte de la dynamique temporelle des émissions « in situ ». Au cours de ce travail, nous avons réalisé :

- (i) un travail de simulation du WFPS des sols à l'aide du modèle PASTIS. Les critères statistiques utilisés pour évaluer les simulations ont montré la pertinence de ces simulations.
- (ii) un travail de caractérisation des activités microbiennes des sols, impliquées dans les émissions de N_2O . Les activités mesurées sont apparues relativement faibles comparativement à celles préalablement mesurées en conditions tempérées. En effet, le potentiel de dénitrification mesuré sur cylindres de sol non remanié est apparu inférieur à $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ alors qu'il atteint souvent des valeurs 10 fois plus

importantes sur les sols français. Les sols étudiés sont apparus, aussi, peu aptes à réduire le N_2O en N_2 , ce qui apparaît cohérent avec le faible pH des sols.

- (iii) Un travail d'intégration des ces connaissances à l'aide des modèles couplés PASTIS-NGAS et PASTIS-NOE permettant d'obtenir des flux horaires d'émissions de N_2O pendant une année dans les 2 systèmes. Les critères statistiques utilisés pour évaluer la pertinence des simulations ont accordé davantage de crédit aux simulations réalisées avec PASTIS-NOE qu'à celles obtenues avec PASTIS-NGAS. NOE a conduit à des estimations de flux annuels de N_2O supérieurs sous monoculture que sous culture associée avec *Inga densiflora* du fait de WFPS généralement plus élevés sous monoculture; la dénitrification apparaissant le principal mécanisme source de N_2O . L'estimation du FIE est a été de 1,3 % sous monoculture et de 0,8 % sous culture associée avec *Inga*.

Nous avons par ailleurs observé que la présence d'*Inga densiflora* dans le système caféier permet une augmentation notable du stockage de carbone. Ainsi, le bilan net des GES dans le système ombragé par la légumineuse, durant les 7 premières années qui suivent sa plantation, est apparu 4 fois supérieur à celui de la monoculture.

Globalement, les résultats obtenus vont dans le sens d'une atténuation de l'effet de serre additionnel d'origine anthropique par la pratique de l'agroforesterie en caféiculture. Ils ne valident pas l'idée souvent avancée selon laquelle l'introduction d'une légumineuse fixatrice de N_2 comme espèce ombragère amplifierait les émissions de GES. Néanmoins, compte tenu de l'impact de la fertilisation azotée sur les émissions de N_2O et dans les cas où les arbres associés ont la propriété de fixer l'azote atmosphérique, cette propriété mériterait d'être exploitée pour limiter les apports de fertilisants azotés. Enfin, si nous voulons être en mesure de pouvoir recommander des pratiques culturales favorables à l'atténuation du changement climatique, il paraît nécessaire de s'intéresser à des systèmes caféicoles plus diversifiés et moins intensifs que ceux retenus dans cette étude.

Cette étude montre aussi l'importance des incertitudes sur les bilans de gaz à effet de serre des systèmes de culture et la nécessité de développements méthodologiques (systèmes de mesures directes, systèmes de calcul et de prédiction) pour les établir. Elle montre aussi l'importance d'étudier spécifiquement les différents mécanismes mis en jeu dans les systèmes de culture tant que les techniques de mesures directes ne permettent pas leur approche globale.

Bibliographie

- Akiyama, H., Tsuruta, H., et Watanabe, T. 2000. N₂O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers. *Chemosphere Global Change Science* 2, 313±320.
- Albrecht, A., et Kandji, S. T. 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99, 15–27.
- Alpizar, L., Fassbender, H. W., Heuveland, J., Enriquez, G., et Folster, H. 1985. Sistemas agroforestales de café (*Coffea arabica*) con laurel (*Cordia alliodora*) y con poro (*Erythrina poeppigiana*) en Turrialba, Costa Rica. I. Biomasa y reservas nutritivas. *Turrialba* 35, 233-242.
- Anderson, J. M., et Ingram, J. S. I. 1993. "Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods.," 2nd Edition./Ed., U.K.
- Arifin, J. 2001. "Estimasi cadangan C pada berbagai sistem penggunaan lahan di Kecamatan Ngantang, Malang," Unibraw, Malang.
- Armas, C. M., Santana, B., Mora, J. L., Notario, J. S., Arbelo, C. D., et Rodríguez-Rodríguez, A. 2007. A biological quality index for volcanic Andisols and Aridisols (Canary Islands, Spain): Variations related to the ecosystem degradation. *Science of the Total Environment* 378, 238–244.
- Babbar, L. I., et Zak, D. R. 1994. Nitrogen cycling in coffee agroecosystems: net N mineralization and nitrification in the presence and absence of shade trees. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 48, 107-113.
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151-163.
- Baumert, K., Herzog, T., et Pershing, J. 2005. "Navigating the Numbers: Greenhouse Gas Data and International Climate Policy," World Resources Institute (WRI), United States of America.
- Beer, J. 1987. Advantages, disadvantages and desirable characteristics of shade trees for coffee, cocoa and tea. *Agroforestry Systems* 5, 3-13.
- Beer, J., Bonnemann, A., Chavez, W., Fassbender, H. W., Imbach, A. C., et Martel, I. 1990. Modelling agroforestry systems of cacao (*Theobroma cacao*) with laurel (*Cordia alliodora*) or poro (*Erythrina poeppigiana*) in Costa Rica. V. Productivity indices, organic material models and sustainability over ten years. *Agroforestry Systems* 12, 229–249.
- Bell, L. C., Richardson, D. J., et Fergusson, S. J. 1990. Periplasmic and membrane bound respiratory nitrate reductases in *Thiosphaera pantotropha*. *FEBS Lett.* 265, 85-87.
- Bernoux, M., Cerri, C. C., Cerri, C. E. P., Siqueira Neto, M., Metay, A., Perrin, A.-S., Scolpel, E., Razafimbelo, T., Blavet, D., Piccolo, M. d. C., Pavei, M., et Milne, E. 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agron. Sustain. Dev.* 26, 1-8.
- Bertsch, H. F. 1998. "La fertilidad de los suelos y su manejo," San José, C.R.
- Blanchart, E., Roose, E., et Khamsouk, B. 2006. Soil carbon dynamics and losses by erosion and leaching in banana cropping systems with different practices (Nitisol, Martinique, West Indies). *In*

- "Soil Erosion & Carbon Dynamics. Advances in Soil Science. 352p." (E. Roose et C. Feller, eds.), Vol. 15, pp. 87-102. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Bornemisza, E., Collinet, J. et Segura, A. 1999. Los suelos cafetaleros de América Central y su fertilización. *In* "Desafíos de la caficultura en CentroAmérica" (B. Bertrand et B. Rapidel, eds.), pp. 97-137. IICA, PROME CAFÉ, CIRAD, IRD, CCCR, San José, Costa Rica.
- Bouwman, A., et Boumans, L. 2002. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biochemical Cycles* 16, 1058, doi:10.1029/2001GB001811.
- Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M., et Batjes, N. H. 2002. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biochemical Cycles* 16, doi:10.1029/2001GB001812.
- Brady, N. C., et Weil, R. R. 2002. "The Nature and Properties of Soils," 13th/Ed. Pearson Education, New Jersey.
- Bremner, J. M., et Blackmer, A. M. 1981. Terrestrial nitrification as a source of atmospheric nitrous oxide. *In* "Denitrification, nitrification, and atmospheric nitrous oxide" (C. C. DELWICHE, ed.), pp. 151-170. WILEY, J., New York.
- Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeou, J., Nicoullaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Jeuffroy, M. H., Bouthier, A., Ripoche, D., Mary, B., et Justes, E. 2002. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and corn. *Agronomie* 22, 69-93.
- Cannavo, P., Lafolie, F., Nicolardot, B., et Renault, P. 2006. Modelling seasonal variations in CO₂ and N₂O concentrations with a model describing C and N behaviour in the vadose zone. *Vadose Zone Journal* 5, 990-1004.
- Cattânio, J. H., Davidson, E. A., Nepstad, D. C., Verchot, L. V., et Ackerman, I. L. 2002. Unexpected results of a pilot throughfall exclusion experiment on soil emissions of CO₂, CH₄, N₂O, and NO in eastern Amazonia. *Biol Fertil Soils* 36, 102-108.
- Chamayou, H., et Legros, J. P. 1989. "Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la Science du Sol.," Paris.
- Chen, C. R., Xu, Z. H., et Hughes, J. M. 2002. Effects of nitrogen fertilization on soil nitrogen pools and microbial properties in a hoop pine (*Araucaria cunninghamii*) plantation in southeast Queensland, Australia. *Biol Fertil Soils* 36, 276-283.
- Cheng, W., Nakajima, Y., Sudo, S., Akiyama, H., et Tsuruta, H. 2002. N₂O and NO emissions from a field of Chinese cabbage as influenced by band application of urea or controlled-release urea fertilizers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 63, 231-238.
- Chomitz, K. M., Brenes, E., et Constantino, L. 1999. Financing environmental services: the Costa Rican experience and its implications. *The Science of the Total Environment* 240, 157-169.
- Chu, H., Hosen, Y., et Yagi, K. 2007. NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 330-339.

- Colliver, B. B., et Stephenson, T. 2000. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology Advances* 18, 219-232.
- Crill, P., Harriss, R., et Bartlett, K. 1991. Methane fluxes from terrestrial Wetland environments. In "Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases : Methane, Nitrogen oxides and Halomethanes" (J. E. Rogers and W. B. Whitman, eds.), pp. 91-109. Am. Soc. Microbiol. Press, Washington, DC.
- Crill, P. M., Keller, M., Weitz, A., Grauel, B., et Veldkamp, E. 2000. Intensive field measurements of nitrous oxide emissions from a tropical agricultural soil. *Global Biogeochemical Cycles* 14, 85-95.
- Crouzet, G. 2004. Dynamique de l'azote dans des plantations agroforestières à café au Costa Rica (Distribution de racines fines et influence de l'arbre et de la fertilisation sur la lixiviation des nitrates), Centre National d'Études Agronomiques des Régions Chaudes (CNEARC), Montpellier, France.
- Davidson, E. A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In "Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases : Methane, Nitrogen oxides and Halomethanes" (J. E. Rogers et W. B. Whitman, eds.), pp. 219-235. Am. Soc. Microbiol. Press, Washington, DC.
- Davidson, E. A., Verchot, L., Cattânio, J. H., Ackerman, I. L., et Carvalho, J. E. M. 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry* 48, 53-69.
- De Boer, W. et Kowalchuk, G.A. 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 853-866.
- De Miguel Magaña, S., Harmand, J.-M., et Hergoualc'h, K. 2004. Cuantificación del carbono almacenado en la biomasa aérea y el mantillo en sistemas agroforestales de café en el Sur Oeste de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 98-104.
- Del Grosso, S. J., Parton, W. J., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Potter, C. S., Borken, W., Brumme, R., Butterbasch-Bahl, K., Criss, P. M., Dobbie, K., et Smith, K. A. 2000. General CH₄ oxidation model and comparisons of CH₄ oxidation in natural and managed systems. *Global Biogeochemical Cycles* 14, 999-1019.
- Del Grosso, S. J., Parton, W. J., Mosier, A. R., Holland, E. A., Pendall, E., Schimel, D. S., et Ojima, D. S. 2005. Modeling soil CO₂ emissions from ecosystems. *Biogeochemistry* 73, 71-91.
- Doran, J., Mielke, I., et Power, J. 1991. Microbial activity as regulated by soil water-filled pore space. Ecology of Soil Microorganisms in the Microhabitat Environments. In "Transactions of the 14th Int. Congress of Soil Sci. Symposium III-3", pp. 94-99.
- Dzib, B. B. 2003. Manejo, secuestro de carbono e ingresos de tres especies forestales de sombra en cafetales de tres regiones contrastantes de Costa Rica. Magister scientiae, CATIE, Turrialba, Costa Rica.

- Ellert, B. J., et Bettany, J. R. 1995. Calculation of organic matter stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75, 529-538.
- FAO 2005. FAOSTAT data. <http://faostat.fao.org>. Cited 26 Sept 2006
- FAO 2006. "La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres," FAO, Rome.
- Feller, C., Albrecht, A., Blanchart, E., Cabidoche, Y. M., Chevallier, T., Hartmann, C., Eschenbrenner, V., Larré-Larrouy, M. C., et 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.
- Froking, S., Mosier, A., Ojima, D., Parton, W., Potter, C., Priesack, E., Stenger, R., Haberbosch, C., Dörsch, P., Flessa, H., et Smith, K. 1998. Comparison of N₂O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of year-round measurements by four models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 77-105.
- FundaciónSolar 2000. "Elementos técnicos para inventarios de carbono," Guatemala.
- Gabrielle, B., Roche, R., Angas, P., Cantero-Martinez, C., Cosentino, L., Mantineo, M., Langensiepen, M., Hénault, C., Laville, P., Nicoulaud, B., et Gosse, G. 2002. A priori parameterisation of the CERES soil-crop models and tests against several European data sets. *Agronomie* 22, 119-132.
- Gardette, Y. M., et Locatelli, B. 2007. "Les marchés du carbone forestier: Comment un projet forestier peut-il vendre des crédits carbone ?," Montpellier.
- Garrido, F., Hénault, C., Gaillard, H., Pérez, S., et Germon, J. C. 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 559-575.
- Gay, F. 2002. Elaboration d'une méthode d'évaluation des risques de pollution nitrique et de pertes de rendement en parcelles agricoles : application à la gestion des irrigations en culture de laitue sous abri froid. Ph. D, ENSA, Montpellier.
- Gelbspan, R. 2004. "Boiling point: how politicians, big oil and coal, journalists and activists are fueling the climate crisis - and what we can do to avert disaster," 1st ed./Ed. Basic Books, a member of the Perseus Books Group, New York, Unites States of America.
- Germon, J., Hénault, C., Garrido, F., et Reau, R. 1999. Mécanismes de production, régulation et possibilités de limitation des émissions de N₂O à l'échelle agronomique. In "Bilan et gestion des gaz à effet de serre dans l'espace rural" (A. d. A. d. France, ed.), Vol. 85, pp. 148-162, Paris, France.
- GIEC 2001. "Bilan 2001 des changements climatiques : les éléments scientifiques." IPCC.
- Grant, R. F., et Pattey, E. 2003. Modelling variability in N₂O emissions from fertilized agricultural fields. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 225–243.
- Grinevald, J. 1992. De Carnot à Gaya, l'histoire de l'effet de serre. *La Recherche* 23.

- Grundmann, G. L., et Rolston, D. E. 1987. A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil science* 144, 437-441.
- Hairiah, K., Sitompul, S. M., van Noordwijk, M., et Palm, C. A. 2001a. "Carbon stocks of tropical land use systems as part of the global carbon balance: effects of forest conversion and options for clean development activities." ICRAF, Bogor, Indonesia.
- Hairiah, K., Sitompul, S. M., van Noordwijk, M., et Palm, C. A. 2001b. Methods for sampling carbon stocks above and below ground. ASB_LN 4B. In "Towards integrated natural resource management in forest margins of the humid tropics: local action and global concerns. ASB-Lecture Notes 1–12." (M. van Noordwijk, S. E. Williams and B. Verbist, eds.). International Centre for Research in Agroforestry (ICRAF), Bogor, Indonesia.
- Hall, S.J. et Matson, P.A. 1999. Nitrogen oxide emissions after N additions in tropical forests. *Nature* 400, 152–155.
- Hamburg, S. P. 2000. Simple rules for measuring changes in ecosystem carbon in forestry-offset projects. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5, 25-37.
- Hanson, P., Wullschleger, S., Bohlman, S., et Todd, D. 1993. Seasonal and topographic patterns of forest floor CO₂ efflux from an upland oak forest. *Tree Physiology* 13, 1-15.
- Harmand, J. M., Forkong Njitib, C., Bernhard-Reversatc, F., et Puigd, H. 2004. Aboveground and belowground biomass, productivity and nutrient accumulation in tree improved fallows in the dry tropics of Cameroon. *Forest Ecology and Management* 188, 249–265.
- Harmand, J.-M., Hergoualc'h, K., De Miguel Magaña, S., Dzib, B., Siles, P., et Vaast, P. 2006. Carbon sequestration in Coffee Agroforestry Plantations of Central America. In "21st International Conference on Coffee Science" (ASIC, ed.). CIRAD, Montpellier, France.
- Harmand, J.-M., Avila, H., Dambrine, E., Skiba, U., De Miguel, S., Renderos, R. V., Oliver, R., Jimenez, F., et Beer, J. 2007a. Nitrogen dynamics and soil nitrate retention in a *Coffea arabica* - *Eucalyptus deglupta* agroforestry system in Southern Costa Rica. *Biogeochemistry* 85, 125-139.
- Harmand, J.-M., Chaves, V., Cannavo, P., Ávila, H., Dionisio, L., Zeller, B., Hergoualc'h, K., Vaast, P., Oliver, R., Beer, J., et Dambrine, E. 2007b. Nitrogen dynamics (coffee productivity, nitrate leaching and N₂O emissions) in *Coffea arabica* systems in Costa Rica according to edaphic conditions, fertilization and shade management. In "2nd International Symposium on Multi-Strata Agroforestry Systems with Perennial Crops" (CIRAD, ed.), CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Heinen, M. 2006. Simplified denitrification models: Overview and properties. *Geoderma* 133, 444–463.
- Hénault, C., et Germon, J. C. 1995. Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote par les sols. *Agronomie : agriculture and environment* 15, 321-355.
- Hénault, C., et Germon, J. C. 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science* 51, 257-270.

- Hénault, C., Cheneby, D., Heurlier, K., Garrido, F., Perez, S., et Germon, J.-C. 2001. Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale. *Agronomie* 21, 713-723.
- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoulaud, B., Germon, J. C., et Cellier, P. 2004. Predicting in situ soil N₂O emission using an NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology* 10, 1-13.
- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoulaud, B., Germon, J. C., et Cellier, P. 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using an NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology* 11, 115-127.
- Henríquez, C., et Cabalceta, G. 1999. "Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola," 1ra edición/Ed. ACCS (Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo), San José, Costa Rica.
- Hergoualc'h, K., Harmand, J.-M., et Skiba, U. 2007a. Soil N₂O emissions and carbon balance in coffee monocultures and agroforestry plantations on Andosols in Costa Rica. In "2nd International Symposium on Multi-Strata Agroforestry Systems with Perennial Crops" (CIRAD, ed.), CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J.-M., et Hénault, C. 2007b. Greenhouse gases fluxes from Andosols under coffee in monoculture or shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. Submitted to *Biogeochemistry*.
- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J.-M., et Oliver, R. 2007c. Processes responsible for the nitrous oxide emission from a Costa Rican Andosol under a coffee agroforestry plantation. *Biology and Fertility of Soils* 43, 787-795.
- Howard, D., et Howard, P. 1993. Relationships between CO₂ evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1537-1546.
- Hütsch, B., Webster, C. P., et Powlin, D. S. 1993. Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1307-1315.
- Hynes, R.K. et Knowles, R. 1984. Production of nitrous oxide by *Nitrosomonas europaea*: Effects of acetylene, pH, and oxygen. *Canadian Journal of Microbiology* 30, 1397-1404.
- InfoStat, G. 2004. InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- INRA, E. s. c. 2002. "Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Synthèse du rapport," Paris, France.
- Inubushi, X., et Sakamoto, K. 2002. Nitrous oxide concentrations in an Andisol profile and emissions to the atmosphere as influenced by the application of nitrogen fertilizers and manure. *Biol Fertil Soils* 35, 108-113.

- IPCC 2001. "Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change," Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC 2003. "Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry," Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.
- IPCC 2006. "2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories," Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- Ishizuka, S., Sakata, T., Tanikawa, T., et Ishizuka, K. 2000. N₂O emission and spatial distribution in a Japanese deciduous forest. *J. Jpn. For. Soc.* . 82, 62–71.
- Ishizuka, S., Tsuruta, H., et Murdiyarso, D. 2002. An intensive field study on CO₂, CH₄, and N₂O emissions from soils at four land-use types in Sumatra, Indonesia. *Global Biochem Cycles* 16, 1049, doi:10.1029/2001GB001614.
- Ishizuka, S., Iswandi, A., Nakajima, Y., Yonemura, S., Sudo, S., Tsuruta, H., et Murdiyarso, D. 2005. The variation of greenhouse gas emissions from soils of various land-use/cover types in Jambi province, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 17–32.
- IUSS (International Union of Soil Sciences) Working group WRB 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports N°103. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome.
- Jaffe, D. A. 1992. The nitrogen cycle. In "Global biogeochemical cycles" (S. Butcher, R. Charlson, G. Orians and G. V. Wolfe, eds.), pp. 263-284. Academic press.
- Johnson, J. M.-F., Allmaras, R. R., et Reicosky, D. C. 2006. Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the national grain-yield database. *Agronomy journal* 98, 622–636.
- Keller, M., Kaplan, W. A., Wofsy, S. C., et DaCosta, J. M. 1988. Emissions of N₂O from tropical forest soils: response to fertilization with NH₄, NO₃ and PO₄. *Journal of Geophysical Research* 93, 1600–1604.
- Keller, M., Veldkamp, E., Weitz, A. M., et Reiners, W. A. 1993. Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from deforested area of Costa Rica. *Nature* 365, 244-246.
- Keller, M., et Reiners, W. A. 1994. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Global Biochem Cycles* 8, 399-409.
- Khalil, K. Mary, B., et Renault, P. 2004. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 687–699.
- Kiese, R., et Butterbach-Bahl, K. 2002. N₂O and CO₂ emissions from three different tropical forest sites in the wet tropic of Queensland, Australia. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 975-987.

- Klemetsson, L., Svensson, B. H., et Rosswall, T. 1988. Relationships between soil moisture content and nitrous oxide production during nitrification and denitrification. *Biology and Fertility of Soils* 6, 106-111.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiol. Rev.* 46, 43-70.
- Knowles, R. 1993. Methane: Processes of production and consumption. In "Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change" (L. A. Harper, A. R. Mosier, J. M. Duxbury and D. E. Rolston, eds.), Vol. 55, pp. 145-156. ASA, Madison, WI.
- Laclau, J. P., Deleporte, P., Ranger, J., Bouillet, J. P., et Kazotti, G. 2003. Nutrient Dynamics throughout the rotation of Eucalyptus clonal stands in Congo. *Annals of Botany* 91, 879-892.
- Lafolie, F. 1991. Modeling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer Research* 27, 215-231.
- Laville, P., Hénault, C., Renault, P., Cellier, P., Oriol, A., Devis, X., Flura, D., et Germon, J. C. 1997. Field comparison of nitrous oxide emission measurements using micrometeorological and chamber methods. *Agronomie* 17, 375-388.
- Lescuyer, G., et Locatelli, B. 1999. Rôle et valeur des forêt tropicales dans le changement climatique. *Bois et Forêts des Tropiques* 260.
- Li, C. 2000. Modeling trace gase emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 259-276.
- Linn, D., et Doran, J. W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. *Soil Science Society of America* 48, 1267-1272.
- Livingston, G. P., Vitousek, P. M., et Matson, P. A. 1988. Nitrous oxide flux and nitrogen transformations across a landscape gradient in Amazonia. *Journal of Geophysical Research* 93, 1593-1599.
- Locatelli, B. 1996. "Forêts tropicales et cycle du carbone," Montpellier, France.
- Locatelli, B. 2001. Après Bonn, quel avenir pour les puits de carbone ? *Bois et Forêts des Tropiques* 271, 110-111.
- Locatelli, B. 2002. Controverses sur les puits de carbone. In "Johannesburg, Sommet Mondial du Développement Durable 2002. Quels enjeux? Quelle contribution des scientifiques?" (M. d. A. e. Français, ed.), pp. 164-176, Paris.
- Locatelli, B., Rojas, V., et Salinas, Z. 2007. Impacts of payments for environmental services on local development in northern Costa Rica : a fuzzy multi-criteria analysis. *Accepted in Forest Policy and Economics*.
- Luyssaert, S., Inglima, I., Jung, M., Reichstein, M., Papale, D., Piao, S., Schulze, E.-D., Wingate, L., Matteucci, G., Aubinet, M., Beer, C., Bernhofer, C., Black, K. G., Bonal, D., Chambers, J., Ciais, P., Davis, K. J., Delucia, E. H., Dolman, A. J., Don, A., Gielen, B., Grace, J., Granier, A., Grelle, A., Griffis, T., Grünwald, T., Guidolotti, G., Hanson, P. J., Harding, R., Hollinger, D., Kolari, P.,

- Kruijt, B., Kutsch, W., Lagergren, F., Laurila, T., Law, B., Le Maire, G., Lindroth, A., Magnani, F., Marek, M., Mateus, J., Migliavacca, M., Misson, L., Montagnani, L., Moncrieff, J., Moors, E., Munger, J. W., Nikinmaa, E., Loustau, D., Pita, G., Rebmann, C., Richardson, A. D., Rouspard, O., Saigusa, N., Sanz, M. J., Seufert, G., Soerensen, L., Tang, J., Valentini, R., Vesala, T., et Janssens, I. A. 2007. Global patterns in forest CO₂-balance - An analysis based on a new global database. *Global Change Biology* 13, 2684-2697.
- Maag, M., et Vinther, F.P. 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Appl Soil Ecol* 4, 5-14.
- MacDicken, K. G. 1997. "A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects." Winrock International Institute for Agricultural Development.
- Masera, O. R., Garza-Caligaris, J. F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G. J., Pussinen, A., de Jong, B. H. J., et Mohren, G. M. J. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164, 177-199.
- Mata, R. A., et Ramírez, J. E. 1999. "Estudio de caracterización de suelos y su relación con el manejo del cultivo de café en la provincia de Heredia," ICAFE/Ed. ICAFE, San José, Costa Rica.
- Matson, P. A., et Vitousek, P. M. 1987. Cross-system comparisons of soil nitrogen transformations and nitrous oxide flux in tropical forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 1, 163-170.
- Matson, P., Billow, C., et Hall, S. 1996. Fertilization practices and soil variations control nitrogen oxide emissions from tropical sugar cane. *Journal of Geophysical Research* 101, 18,533-18,545.
- Matthieu, O. 2005. Utilisation du tracage isotopique 15N à l'étude du protoxyde d'azote (N₂O), gaz à effet de serre produit par l'activité microbienne des sols. Quantification des flux et approche spatiale au terrain. Sciences de la Terre et de l'environnement, Université de Bourgogne, Dijon.
- Montagnini, F., Haines, B., et Swank, W. 1989. Factors controlling nitrification in soils of early successional and oak/hickory forests in the Southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 26, 77-94.
- Montagnini, F., et Nair, P. K. R. 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 61, 281-295.
- Montenegro, J., et Abarca, S. 2001. "Importancia del sector agropecuario costarricense en la mitigación del calentamiento global," Ministerio de Agricultura y Ganadería, Instituto Meteorológico Nacional, San José, Costa Rica.
- Montzka, S. A., Fraser, P. J. L. A., Butler, J. H., Connell, P. S., Cunnold, D. M., Daniel, J. S., Derwent, R. G., Lal, S., McCulloch, A., Oram, D. E., Reeves, C. E., Sanhueza, E., Steele, L. P., Velders, G. J. M., Weiss, R. F., et Zander, R. J. 2003. Controlled Substances and Other Source Gases, Chapter 1. In "Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2002" (W. W. M. Organization), ed.), pp. 1.51-1.61, Geneva.

- Mosier, A. R., Schimel, D. S., Valentine, D. W., Bronson, K. F., et Parton, W. J. 1991. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized, and cultivated grasslands. *Nature* 350, 330-332.
- Mosier, A. R., et Delgado, J. A. 1997. Methane and nitrous oxide fluxes in grasslands in Western Puerto Rico. *Chemosphere* 35, 2059-2082.
- Mosier, A. R., Wassmann, R., Verchot, L., King, J., et Palm, C. 2004. Methane and Nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. *Environment, Development and Sustainability* 6, 11-49.
- Mulvaney, R. L. 1996. Nitrogen Inorganic Forms. In "Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods (3rd ed.)" (D. L. Sparks, ed.), pp. 1123-1131, 1146-1160. SSSA and ASA, Madison, WI, USA.
- Mutuo, P. K., Cadisch, G., Albrecht, A., Palm, C. A., et Verchot, L. 2005. Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 43-54.
- Nabuurs, G. J., Garza-Caligaris, J. F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Lapveteläinen, T., Liski, J., Mäser, O., Mohren, G., Pussinen, A., et Schelhaas, M. J. 2001. "CO2FIX V2.0 – manual of a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products." ALTEIRA Report, Wageningen, NE.
- Nanzyo, M. 2002. Unique properties of volcanic ash soils. *Global environmental research* 6, 99-112.
- Oberbauer, S., Gillespie, C., Cheng, W., Gebauer, R., Sala Serra, A., et Tenhunen, J. 1992. Environmental effects on CO₂ efflux from riparian tundra in the northern foothills of the Brooks Range, Alaska, U.S.A. *Oecologia* 92, 568-577.
- Oelbermann, M., Voroney, R. P., et Gordon, A. M. 2004. Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 359–377.
- Oelbermann, M., Paul Voroney, T., R., Kass, D. C. L., et Schlfvoigtd, A. M. 2006. Soil carbon and nitrogen dynamics using stable isotopes in 19- and 10-year-old tropical agroforestry systems. *Geoderma* 130, 356– 367.
- Orchard, V., et Cook, F. 1983. Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biol. Biochem.* 15, 447-453.
- Osher, L. J., Matson, P., et Amundson, R. 2003. Effect of land use change on soil carbon in Hawaii. *Biogeochemistry* 65, 213–232.
- Palm, C. A., Woomey, P. L., Alegre, J. C., Arevalo, L., Castilla, C., Cordeiro, D. G., et al., e. 2000. "Carbon sequestration and trace gas emissions in slash-and-burn and alternative land-uses in the humid tropics," Nairobi, Kenya.

- Palm, C., Alegre, J., Arevalo, L., Mutuo, P., Mosier, A., et Coe, R. 2002. Nitrous oxide and methane fluxes in six different land use systems in the Peruvian Amazon. *Global Biochem Cycles* 16, 1073, doi:10.1029/2001GB001855.
- Pansu, M., Gautheyrou, J., et Loyer, J. Y. 2001. "Soil analysis. Sampling, instrumentation, quality control," A.A. Balkema Publishers, Lisse, The Netherlands.
- Parton, W. J. 1996. The CENTURY model. In "Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets" (D. S. Powlson, P. Smith and J. U. Smith, eds.), Vol. NATO ASI Series I, pp. 283-293. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Parton, W. J., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Valentine, D. W., Schimel, D. S., Weier, K., et Kulmala, A. E. 1996. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles* 10, 401-412.
- Pearson, T., Walker, S., et Brown, S. 2006. "Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects."
- Peeters, L. Y. K., Soto-Pinto, L., Perales, H., Montoya, G., et Ishiki, M. 2003. Coffee production, timber, and firewood in traditional and Inga-shaded plantations in Southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 481-493.
- Perfecto, I., et Snelling, R. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: Ants in coffee plantations. *Ecological applications* 5, 1084-1097.
- Poth, M., et Focht, D. D. 1985. 15N kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 49, 1134-1141.
- Potter, C. S., Matson, P. A., et Vitousek, P. M. 1994. Evaluation of soil database attributes in a global carbon cycle model: Implications for global change research. In "Environmental information management and analysis: Ecosystem to global scales" (W. Michener, ed.), pp. 281-302. Taylor and Francis, London.
- Potter, C. S., Matson, P. A., Vitousek, P. M., et Davidson, E. A. 1996. Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions from soils worldwide. *Journal of Geophysical Research* 101, 1361-1377.
- Powell, M. H., et Delaney, M. 1998. "Carbon sequestration and sustainable coffee in Guatemala. Final report." Winrock International.
- Raich, J. W., et Nadelhoffer, K. J. 1989. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. *Ecology* 70, 1346-1354.
- Raich, J., et Schlesinger, W. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B, 81-99.
- Raich, J., et Potter, C. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biochem Cycles* 9, 23-36.

- Renault, P., Stengel, P., 1994. Modelling oxygen diffusion in aggregated soils: I. Anaerobiosis inside the aggregates. *Soil Science Society of American Journal* 58, 1017–1023.
- Reynolds-Vargas, J. S., Richter, D. D., et Bornemisza, E. 1994. Environmental impacts of nitrification and nitrate adsorption in fertilized andisols in the Valle Central of Costa Rica. *Soil science* 157, 289-299.
- Robertson, G.P., et Tiedje, J.M. 1987. Nitrous oxide sources in aerobic soils: nitrification, denitrification and other biological processes. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 187–193.
- Robertson, G.P., et Tiedje, J.M. 1988. Deforestation alters denitrification in a lowland tropical rainforest. *Nature* 336, 756–759.
- Robertson, G. P., et Grace, P. R. 2004. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environment, Development and Sustainability* 6, 51–63.
- Rochette, P., et Janzen, H. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 171–179.
- Roscoe, R., et Buurman, P. 2003. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil & Tillage Research* 70, 107-119.
- Ryan, M. G., et Law, B. E. 2005. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* 73, 3–27.
- Salas, R., Bornemisza, E., Zapata, F., Chaves, V., et Rivera, A. 2002. Absorción del fertilizante nitrogenado por la planta de café y su influencia sobre la contaminación de las aguas subterráneas. In "Manejo Integrado de Aguas Subterráneas" (J. Reynolds-Vargas, ed.), pp. 89-104. EUNED, San José, Costa Rica.
- Samper, M. 1999. Itinerarios tecnológicos del café en Centroamérica. *Ateliers de Caravelle* 13, 5-63.
- Schimmel, J., et Holland, E. 2005. Global gases. In "Principles and applications of soils microbiology" (D. Sylvia, J. Fuhrmann, P. Hartel and D. Zuberer, eds.), pp. 491-509, Upper Saddle River, New Jersey.
- Schjønning, P., Thomsen, I.K., Moldrup, P., et Christensen, B.T. 2003. Linking soil microbial activity to water- and air-phase contents and diffusivities. *Soil Sci Soc Am* 67, 156–165.
- Schlentner, R., et Van Cleve, K. 1985. Relationships between CO₂ evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest type in interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 15, 97-106.
- Schlesinger, W. H. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Ann. Rev. Ecol. syst.* 8, 51-81.
- Schnell, S., et King, G. M. 1994. Mechanistic analysis of ammonium inhibition of atmospheric methane consumption in forest soils. *Applied and Environmental Microbiology* 60, 3514-3521.

- Scientists, U. o. C. 2007. "Smoke, Mirrors & Hot Air. How ExxonMobil Uses Big Tobacco's Tactics to Manufacture Uncertainty on Climate Science." Union of Concerned Scientists, Cambridge, MA.
- Segura, M., Kanninen, M., et Suarez, D. 2006. Allometric models for estimating aboveground biomass of shade trees and coffee bushes grown together. *Agroforestry Systems* 68, 143–150.
- Shoji, S., et Takahashi, T. 2002. Environmental and agricultural significance of volcanic ash soils. *Global environmental research* 6, 113-135.
- Siles, P. 2007. Hydrological processes (water use and balance) in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture and a coffee agroforestry plantation shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. Ph D, Nancy.
- Šimek, M., Hopkins, D. W., Kalcík, J., Pícek, T., Šantrůčková, H., Stana, J., et Trávník, K. 1999. Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer applications. *Biol Fertil Soils* 29, 300–308.
- Skiba, U., et Smith, K. A. 2000. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere: Global Change Science* 2, 379-386.
- Skiba, U., Siles, P., et Harmand, J.-M. 2002. "CASCA project report of WP4 : Nitrogen cycling, leaching, uptake and emissions." CEH, CATIE, CIRAD.
- Smith, J., Smith, P., et Addiscott, T. 1996. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. In "Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets" (D. Powlson, P. Smith and J. Smith, eds.), Vol. 38, pp. 181-199, Berlin.
- Smith, K. A., 1980. A model of the extent of anaerobic zones in aggregated soils, and its potential application to estimates of denitrification. *Journal of Soil Science* 31, 263-277.
- Stehfest, E., et Bouwman, L. 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 207-228.
- Stenger, R., Priesack, E., Barkle, G., et Sperr, C. 1999. Expert-N, a tool for simulating nitrogen and carbon dynamics in the soil-plant-atmosphere system. In "NZ Land Treatment Collective, technical session 20: Modelling of Land Treatment Systems" (M. Tomer, M. Robinson and G. Gielen, eds.), pp. 19-28, New Plymouth.
- Stuedler, P. A., Melillo, J. M., Feigl, B. J., Neill, C., Piccolo, M., et Cerri, C. C. 1996. Consequence of forest-to-pasture conversion on CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin. *Journal of Geophysical Research* 101, 18,547-18,554.
- Suárez, D. 2002. Cuantificación y valoración económica del servicio ambiental almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de café en la Comarca Yassica Sur, Matagalpa, Nicaragua. Magister Scientiae, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.

- Sumner, M. E., et Miller, W. P. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. *In* "Methods of soil analysis. Part 3: Chemical Methods (3rd ed.)" (D. L. Sparks, ed.), pp. 1220-1221. SSSA and ASA, Madison, WI, USA.
- Takahashi, T., et Shoji, S. 2002. Distribution and classification of volcanic ash soils. *Global environmental research* 6, 83-97.
- Tiedje, J. M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. *In* "Biology of Anaerobic Microorganisms" (A. J. B. ZEHNDER, ed.), pp. 179-244.
- Ugolini, F., et Dahlgren, R. A. 2002. Soil development in volcanic ash. *Global environmental research* 6, 69-81.
- US Environmental Protection Agency 2002. "Greenhouse gases and global warming potential values. Expert from the Inventory of U.S. Greenhouse emissions and sinks : 1990-2000." U.S. E.P.A.
- Vaast, P., et Snoeck, D. 1999. Hacia un manejo sostenible de la materia orgánica y de la fertilidad biológica de los suelos cafetaleros. *In* "Desafíos de la caficultura en centroamerica" (C. IICA, ed.), pp. 139-169, Turrialba, Costa Rica; Montpellier, France.
- Vaast, P., et Harmand, J.-M. 2002. Importance des systèmes agroforestiers dans la production de café en Amérique centrale et au Mexique. *In* "Recherche et caféiculture" (CIRAD, ed.), pp. 34-43, Montpellier, France.
- Vaast, P., van Kanten, R., Siles, P., Angrand, J., et Aguilar, A. 2008. Biophysical interactions between timber trees and arabica coffee in suboptimal conditions of Central America. *In* "Toward agroforestry design: an ecological approach" (J. Shibu and A. M. Gordon, eds.), Vol. 4, pp. 135-148. Springer.
- van Cleemput, O. 1998. Subsoils: chemo- and biological denitrification, N₂O and N₂ emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 187–194.
- van Cleemput, O., et Boeckx, P. 2006. Greenhouse Gas Fluxes: Measurement. *In* "Encyclopedia of Soil Science" (R. Lal, ed.), pp. 787 - 790. Dekker Encyclopedias, Columbus, Ohio, United States.
- van Genuchten, M. T. 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892-898.
- van Kanten, R., et Vaast, P. 2006. Transpiration of arabica coffee and associated shade tree species in sub-optimal, low-altitude conditions of Costa Rica. *Agroforestry Systems* 67, 187–202.
- van Noordwijk, M., Verbist, B., Vincent, G., et Tomich, T. P. 2001. "Simulation models that help us to understand local action and its consequences for global concerns in a forest margin landscape." International Centre for Research in Agroforestry (ICRAF), Bogor, Indonesia.
- van Noordwijk, M., Rahayu, S., Hairiah, K., Wulan, Y. C., Farida, A., et Verbist, B. 2002. Carbon stock assessment for a forest-to-coffee conversion landscape in Sumber-Jaya (Lampung, Indonesia): from allometric equations to land use change analysis. *Science in China (Series C)* 45, 75-86.

- Varangis, P., Siegel, P., Giovannucci, D., et Lewin, B. 2003. "Dealing with the Coffee Crisis in Central America: Impacts and Strategies."
- Veldkamp, E., et Keller, M. 1997. Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics. *Journal of Geophysical Research* 102, 15,889-15,898.
- Veldkamp, E., Keller, M., et Nuñez, M. 1998. Effect of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochemical cycles* 12, 71-79.
- Verchot, L. V., Davidson, E. A., Cattânio, J. H., Ackerman, I. L., Erickson, H. E., et Keller, M. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biochem Cycles* 13, 31-46.
- Verchot, L. V., Davidson, E. A., Cattânio, J. H., et Ackerman, I. L. 2000. Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soils of eastern Amazonia. *Ecosystems* 3, 41-56.
- Verchot, L., Mackensen, J., Kandji, S., van Noordwijk, M., Tomich, T., Ong, C., Albrecht, A., Bantilan, C., Anupama, K., et Palm, C. 2005. Opportunities for linking adaptation and mitigation in agroforestry systems. In "Tropical forests and adaptation to climate change- in search of synergies" (C. Robledo, M. Kanninen and L. Pedroni, eds.), pp. 186. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor: Indonesia.
- Verchot, L., Hutabarat, L., Hairiah, K., et van Noordwijk, M. 2006. Nitrogen availability and soil N₂O emissions following conversion of forests to coffee in southern Sumatra. *Global Biogeochemical Cycles* 20, doi 10.1029/2005GB002469.
- Weber, J. 2002. Enjeux économiques et sociaux du développement durable. In "Johannesburg, Sommet Mondial du Développement Durable 2002. Quels enjeux? Quelle contribution des scientifiques?" (M. d. A. e. Français, ed.), pp. 13-44, Paris.
- Webster, E. A., et Hopkins, D. W. 1996. Contributions from different microbial processes to N₂O emission from soil under different moisture regimes. *Biology and Fertility of Soils* 22, 331-335.
- Weitz, A. M., Linder, E., Frohling, S., Crill, P. M., et Keller, M. 2001. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1077-1093.
- Wildung, R., Garland, T., et Buschbom, R. 1975. The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 7, 373-378.
- Woomer, P. L., Palm, C. A., Alegre, J., Castilla, C., Cordeiro, D. G., Hairiah, K., et al., e. 2000. Slash-and-burn effects on carbon stocks in the humid tropics. In "Global Climate Change and Tropical Ecosystems. Adv. Soil Sci." (R. Lal, J. M. Kimble and B. A. Stewart, eds.), pp. 99-115. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, USA.
- Wrage, N., Velthof, G. L., Van Beusichem, M. L., et Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1723-1732.

- Yamin, F., et Depledge, J. 2004. "The international climate change regime : a guide to rules, institutions and procedures," Cambridge University Press, Cambridge.
- Yoshinari, T. 1993. Nitrogen oxide flux in tropical soils. *Tree* 8, 155-156.
- Zbinden, S., et Lee, D. R. 2005. Paying for environmental services: an analysis of participation in Costa Rica's PSA program. *World Development* 33, 255–272.

Annexes

Tableau V.1 : Modèles ou description de la dénitrification provenant de la littérature, classés par ordre alphabétique, d'après Heinen (2006)

Modél	Référence	Modél	Référence
ADAPT	Desjardins et al. (1995)	NCISOIL	Molina et al. (1983)
ANIMO	Groenendijk and Kroes (1999)	NCSWAP	Clay et al. (1985)
BAMO, BAMO2	Döring et al. (1993)	NEMIS	Hönauk and Gierman (2000)
Boundary line model, 1	Bergstrom and Beauchamp (1993)	NGAS	Parton et al. (1996)
Boundary line model, 2	Elliott and de Jong (1993)	NICCYE	Van Dam and van Broemen (1995)
CANDY	Franko et al. (1995)	NITDEN	Corijn and Heinen (2001), Corijn (2002)
CERES	Godwin and Jones (1991)	NITS	Burkinkshaw and Ewen (2000)
ib. in DSSAT	Godwin and Singh (1998)		
Colbourn	Colbourn (1993)	NITWAT	Melsack et al. (1993)
COUPMODEL	Jansson and Karlberg (2001)	NLEAP, NLOS	Shaffer et al. (1991, 2001a), Xu et al. (1998), Bittman et al. (2001)
CREAMS	Knisel (1980) as given by Marchetti et al. (1997)	NUCM	Søge and Abrahamson (1997)
CREAMS-NT	Deizman and Mostaghimi (1991)	NUCSAM	Kros (2002)
CRISP	Nielsen et al. (1999)	REMM	Itardier et al. (1999)
CROPSYST	Stöckle and Nelson (1995) as given by Marchetti et al. (1997)	RENLEM	Kragt and de Vries (1989)
DAISY	Hansen et al. (1990, 1991)	RESAM	De Vries et al. (1988, 1994, 1995), Kros (2002)
DAYCENT	Del Grosso et al. (2001), Parton et al. (2001)	SMART2	Kros (2002)
DRAINMOD-N	Breve et al. (1997)	SOILN	Johnsson et al. (1987, 1991)
EPIC	Sharpley and Williams (1990) as given by Marchetti et al. (1997)	SOILN-modified	Vold et al. (1999)
EXPERT-N	Priesack et al. (2001)	SONICG	Bril et al. (1994)
GLEAMS	Leonard et al. (1987) as given by Marchetti et al. (1997)	STICS	Brissot et al. (2003)
Grundmann and Rolston	Grundmann and Rolston (1987)	STOTRASIM	Fiechtinger (1996)
HERMES	Kersebaum (1995), Kersebaum and Böhlík (2001)	SUNDIAL	Bradbury et al. (1993)
IMPACT	Andrews et al. (1997)	SWAP	Van Dam et al. (1997)
LASCAM-NP	Vinay et al. (2000)	SWATNIT	Verweijen et al. (1990, 1991)
LEACHM	Wagenet and Hutson (1989) as given by Ramos and Carbonell (1991)	SWMS_2D	Simunek et al. (1994)
LEACHMN	Sogbedi et al. (2001)	WANISIM	Antonopoulos and Wyseure (1995)
Lippold and Matzel	Lippold and Matzel (1992)	WASMOD	Reiche (1994, 1996)
MATHILD	Lafolie (1991), Lafolie et al. (1997)	WATRCOM	Parsons et al. (1998)
MFIEF	Morel et al. (1996)	WAVE	Van clooster et al. (1996)
MINERVA	Kersebaum (1995), Kersebaum and Böhlík (2001)	WHNSIM	Huwe (1993), Huwe and Totsche (1995)

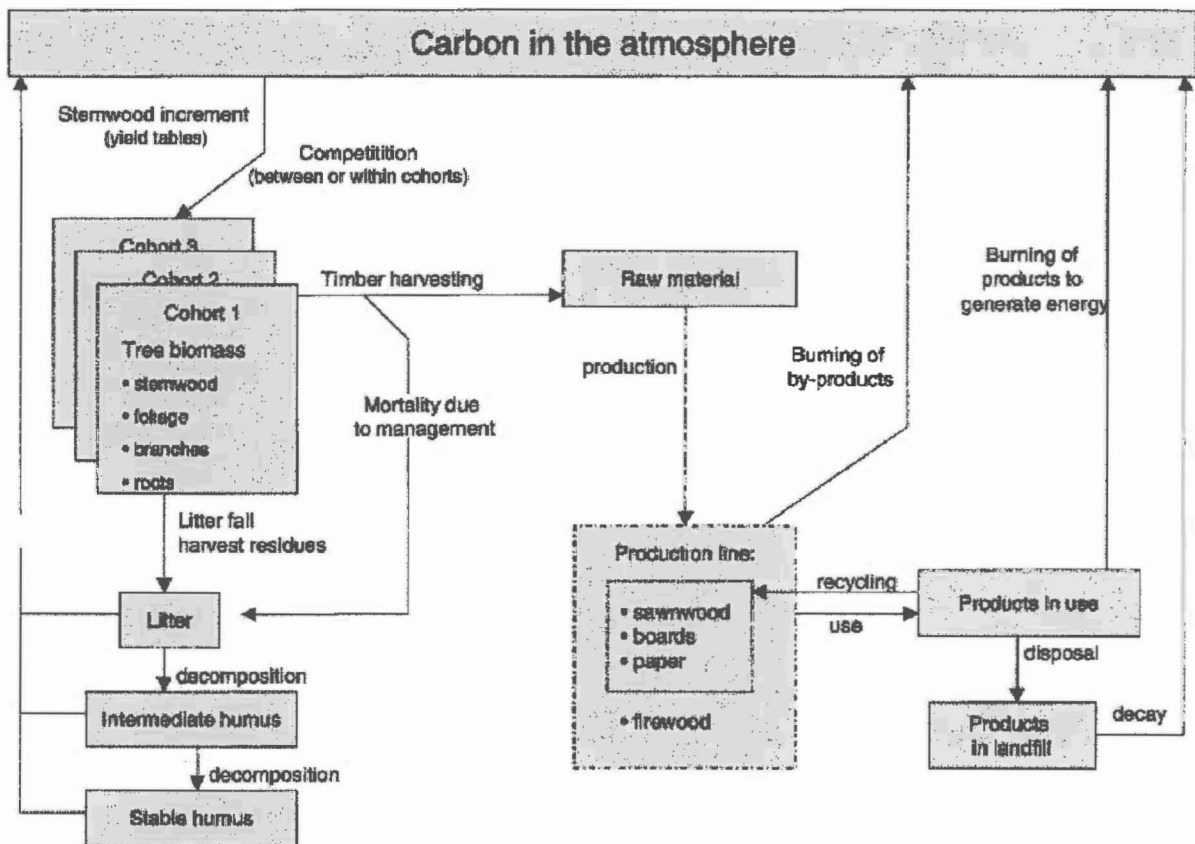


Figure V.1 : Processus/flux de carbone (flèches) et stocks de carbone (boîtes) dans un écosystème boisé et dans ses produits tels qu'ils sont distingués dans CO2FIX V.2 (Musera et al., 2003)