



**Université de Bourgogne**  
**Ecole Doctorale Environnements - Santé**



Mémoire pour l'obtention de l'  
HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

*Discipline : Sciences de la Terre*

## **Processus écologiques dans les systèmes cultivés à bas intrants des pays du sud**

*La nécessité d'une approche intégrée*

Présenté par **Lydie CHAPUIS LARDY**

Chargée de Recherche, Institut de Recherche pour le Développement  
UMR Eco&Sols, Ecologie fonctionnelle et biogéochimie des sols et des agroécosystèmes

Soutenance publique le 21 janvier 2016 devant le jury composé de :

Sébastien BAROT, Directeur de Recherche IRD, IEES Paris, Rapporteur  
Jean-Luc CHOTTE, Directeur de Recherche IRD, UMR Eco&Sols Montpellier, Examineur  
Pierre CURMI, Professeur AgroSup Dijon, UMR Agroécologie Dijon, Examineur  
Catherine HENAULT, Directrice de Recherche INRA, UR Sols Orléans, Examineur  
Jean-Charles MUNCH, Professeur Emerite, Helmholtz Zentrum München, Munich, Rapporteur  
Laurent PHILIPPOT, Directeur de Recherche INRA, UMR Agroécologie Dijon, Rapporteur





## Préambule

Rien de surprenant qu'une Bourguignonne, fille de paysan, s'intéresse aux sols...certes, mais pourquoi les sols tropicaux ?

C'est durant ma maîtrise d'Ecologie à Dijon que j'ai choisi de m'intéresser plus sérieusement aux sols en suivant un module proposé par le Prof. François Lelong. En 1994, pour valider mon DEA de Géosciences mention Pédologie, je cherchais un stage en accord avec mon inclination pour l'Ecologie. Michel Brossard, chercheur à l'ORSTOM - l'IRD d'aujourd'hui - en affectation au Centre de Pédologie Biologique (CPB-CNRS) à Nancy proposait justement un stage sur la faune du sol et le phosphore...dans des sols du Pérou ; la provenance des échantillons m'était apparue comme secondaire sur le moment. Ce non-choix a pourtant orienté la suite de mon parcours, révélant mon intérêt pour les sols et agrosystèmes des pays du Sud.

Le rôle central joué par les processus écologiques dans les agrosystèmes est resté le fil conducteur d'un parcours professionnel marqué par une certaine dynamique géographique et thématique.

Ce mémoire d'habilitation à diriger des recherches retrace mon cheminement professionnel et scientifique. Je ne peux nommer tous ceux qui ont contribué à ces travaux de près ou de loin, étudiants, collègues chercheurs et techniciens. En guise de remerciements, j'aimerais détourner l'adage « Seul on va plus vite, ensemble on va plus loin », en matière de recherche scientifique, seul on ne va nul part et ensemble on voit plus clair. Toutes ces années ont d'abord été une formidable aventure humaine, que chacun soit remercié à la hauteur de ce qu'il m'a apporté professionnellement, et personnellement.

*Aux 3 piliers de mon développement durable,  
Sylvain, Killyan et Samélyse*



# Sommaire

<b>DOSSIER ADMINISTRATIF</b>	<b>1</b>
<b>1. Curriculum vitae</b>	<b>2</b>
<b>2. Activités d'enseignement et de formation</b>	<b>3</b>
2.1. Enseignement	3
2.2. Formation - Ecole thématique	3
<b>3. Activités d'encadrement de travaux de recherche</b>	<b>5</b>
3.1. Thèses	5
3.2. Masters	6
3.3. Mémoires de fin d'études – Ecole d'ingénieurs	6
3.4. Niveau Licence (Undergraduate Internship dans le système américain)	7
<b>4. Animation et gestion de la Recherche</b>	<b>7</b>
4.1. Implication dans des programmes scientifiques nationaux et internationaux	7
4.2. Jurys et comités de pilotage	9
4.3. Organisation de colloques et réunions	9
4.4. Responsabilités scientifiques et participations à des Instances et Sociétés savantes	10
4.5. Expertise	10
4.6. Relecture d'articles	10
4.7. Appui aux plateformes scientifiques et techniques	10
<b>5. Production scientifique</b>	<b>11</b>
5.1. Articles publiés dans des revues à comité de lecture (ACL) et indexées ISI web of Science	11
5.1.1. Publications en lien avec les travaux développés après ma thèse	11
5.1.2. Publications en lien avec mes travaux de thèse et de DEA :	14
5.2. Articles publiés dans des revues à comité de lecture (ACL), non indexées ISI web of Science	14
5.3. Articles publiés dans des revues sans comité de lecture	14
5.4. Chapitres d'ouvrage	15
5.5. Actes de congrès internationaux	16
5.5.1. Communications orales	16
5.5.2. Posters	18
5.6. Actes de congrès nationaux	20
5.6.1. Communications orales	20
5.6.2. Posters	20
5.7. Vulgarisation / littérature grise	21
5.8. Mémoires & rapports	21
<b>SYNTHESE DES TRAVAUX DE RECHERCHE</b>	<b>22</b>
<b>1. Contexte et objectif</b>	<b>23</b>
<b>2. Processus écologiques et fertilité des sols - La disponibilité du Phosphore</b>	<b>27</b>
2.1. Le rôle des vers de terre dans la disponibilité du P en sol tropical	28
2.2. L'importance de la fraction organique	30

2.3.	Mes autres travaux sur le phosphore, une parenthèse tempérée	34
2.3.1.	Le phosphore, un élément parfois en excès	34
2.3.2.	L'impact des plantes envahissantes sur le phosphore des sols	35
<b>3.</b>	<b>Processus écologiques et atténuation des changements climatiques - Les sols, sources et puits de gaz à effet de serre</b>	<b>37</b>
3.1.	La séquestration du carbone	37
3.1.1.	Les émissions de GES dans l'agrosystème	37
3.1.2.	Les systèmes en semis direct sous couverture végétale, un modèle d'étude pour étudier la séquestration du carbone	39
3.2.	Le protoxyde d'azote	41
3.2.1.	Les mécanismes de production et de consommation de N <sub>2</sub> O dans le sol	41
3.2.2.	Le sol, un puits de N <sub>2</sub> O	44
3.2.3.	Les émissions de N <sub>2</sub> O en systèmes SCV	46
<b>4.</b>	<b>Processus écologiques et adaptation aux changements climatiques – Les associations avec les arbustes natifs, un modèle adapté au climat sahélien</b>	<b>67</b>
4.1.	Les communautés de nématodes	69
4.2.	Les communautés microbiennes	73
<b>5.</b>	<b>Bilan et réflexions – Vers une approche plus intégrée...</b>	<b>79</b>
<b>6.</b>	<b>Perspectives</b>	<b>81</b>
6.1.	Processus de production et de consommation de N <sub>2</sub> O et facteurs de contrôle	84
6.1.1.	Le cas des systèmes à légumineuses	84
6.1.2.	Couplage des cycles et relations stœchiométriques C/N/P	85
6.2.	Réduire les incertitudes liées aux données de terrain	86
6.2.1.	Une nécessaire collecte de données sur les terrains du Sud	86
6.2.2.	Mieux considérer le profil de sol	87
6.2.3.	Réduire les incertitudes liées aux changements d'échelle	88
	<b>Références</b>	<b>94</b>
	<b>ANNEXES</b>	<b>108</b>

# **Dossier administratif**



---

## 1. Curriculum vitae

### Lydie CHAPUIS LARDY

#### Ecologue du sol

**Chargée de Recherche (CR1) – Institut de Recherche pour de développement, IRD**

Née le 25 février 1971 à Macon (Saône-et-Loire, France)

Mariée, 2 enfants (1998 & 2005)

---

#### Coordonnées professionnelles

IRD, Institut de Recherche pour le Développement

UMR Eco&Sols *Ecologie fonctionnelle et Biogéochimie des Sols et des Agro-écosystèmes*

Montpellier SupAgro Bat 12 - 2 place Viala - 34060 Montpellier cedex 2

Tel +33(0)4 99 61 21 02

Courriel : lydie.lardy@ird.fr

<http://www.montpellier.inra.fr/ecosols>

[http://www.researchgate.net/profile/Lydie\\_Chapuis-Lardy](http://www.researchgate.net/profile/Lydie_Chapuis-Lardy)

---

#### Formation diplômantes

**1997** : Doctorat Fonctionnement Physique, Chimique et Biologique de la Biosphère Continentale- Université Pierre et Marie Curie (Paris VI). *Mention Très Honorable* - Laboratoire d'accueil : Laboratoire d'Ecologie des Sols Tropicaux (LEST) – Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Bondy, France. *Direction : Prof. P. Lavelle (UPMC/IRD). Encadrement : Dr. M. Brossard (IRD)*

Titre de la thèse : Réserves et formes du phosphore de sols ferrallitiques sous végétation naturelle de Cerrados et sous pâturages (Brésil). Stabilité du phosphore organique

**1994** : Diplôme d'Etudes Approfondies Géosciences, Spécialité Pédologie - Université Nancy I, France. *Mention Très Bien* - Laboratoire d'accueil : Centre de Pédologie Biologique, CNRS, Vandœuvre-lès-Nancy, France. *Direction : Dr. M. Brossard (ORSTOM)*

Titre du mémoire : Les transformations du phosphore d'un sol ferrallitique par un ver géophage, *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidea, Oligochaeta)

**1993** : Maîtrise d'Ecologie – Université de Bourgogne, Dijon, France. *Mention Bien*

**1992** : Licence ès Sciences Naturelles – Université de Bourgogne, Dijon, France

**1991** : DEUG B – Filière Biologie-Géologie – Université de Bourgogne, Dijon, France

---

#### Parcours professionnel

**09/2014 – présent** : Chargée de Recherche, IRD. En poste à Montpellier (France)

**10/2009 – 08/2014** : Chargée de Recherche, IRD. En poste au Sénégal (Centre IRD / ISRA Bel Air)

**09/2005 – 09/2009** : Chargée de Recherche, IRD. En poste à Madagascar au Laboratoire des Radio-Isotopes (LRI ; Université d'Antananarivo). Passage CR2 vers CR1 en 2008

**06/2004-09/2005** : Chargée de Recherche, IRD. En poste à Montpellier

**2003-2004** (7 mois) : Chargée de recherche contractuelle, Université Libre de Bruxelles (Belgique). Projet INPLANBEL «Invasive Plants in Belgium: patterns, processes and monitoring». *Responsable Prof. P. Meerts*

- 2002-2003** (12 mois) : Chercheuse contractuelle, Université de Pennsylvanie (USA). Programme USDA-IFAFS «Development and Dissemination of Optimal Phosphorus Management Technologies on Dairy Farms». *Responsable Dr. Z. Dou*
- 2002** (6 mois): Boursière OCDE, Université de Wageningen (NL). Projet «Characterization of P in manure and soil after changes in N-diet of dairy cows». *Responsable Dr. R.G.M. de Goede*
- 2000-2001** (13 mois): Post-doctorante MAE accueillie à l'Institut Français de Pondichéry (Inde). Thématique : Influence du mode d'utilisation des terres sur les populations de la macrofaune du sol. *Responsable Dr. P. Curmi*
- 2000** (8 mois): Contractuelle IRD, Bondy. Programme IRD-CIFOR. Thématique : Caractérisation des composés phénoliques de litières d'eucalyptus et implications pour le fonctionnement du sol. *Responsable Dr. F. Reversat*
- 1998** (3 mois) : Contractuelle IRD, Bondy. Programme All « Biofonctionnement des sols tropicaux et gestion durable des terres ». Projet « Dégradation des pâturages Amazoniens ». Action « Dynamique du phosphore dans des sols d'Amazonie ». *Responsable Prof. P. Lavelle*
- 1994-1997** : Allocataire de Recherche. Laboratoire d'Ecologie des Sols Tropicaux de l'ORSTOM/IRD-Bondy. *Direction Prof. P. Lavelle ; Encadrement Dr. M. Brossard*. Terrain au Brésil en mission longue durée

## 2. Activités d'enseignement et de formation

### 2.1. Enseignement

- Université d'Amiens** - DESS Environnement, Aménagement, Développement agricole et Agro-alimentaire - cours Pédologie générale (3 h/an ; 1996-1998)
- ISTOM** (Ecole d'Ingénieurs d'agro-développement international, Cergy-Pontoise) – 4<sup>e</sup> année. Travaux dirigés - Caractérisation des matières organiques des sols (4 h /an ; 1997-2000)
- ENESAD** (Établissement National d'Enseignement Supérieur Agronomique de Dijon). Formation permanente Fonctionnement biologique du sol - Cours Rôle de la faune sur le fonctionnement du sol (3h en 1998)
- ESSA** (Ecole Supérieure Sciences Agronomiques), Antananarivo, Madagascar – 4<sup>e</sup> Année. Cours Ecologie fonctionnelle du sol (8 h /an ; 2008 – 2009)
- Université Cheikh Anta Diop (UCAD)**, Dakar, Sénégal - Montage en 2010 puis coordination d'un module de 24 h en « Ecologie fonctionnelle du sol » - Cours Cycle des éléments (4 à 12 h selon les années) - Masters concernés (10 à 16 étudiants / promotion) : Master 2 AFECA (Agroforesterie, Ecologie, Adaptation) (2010-2013), Responsable Prof L.E. Akpo ; Master 2 BioVEM (Biotechnologies Végétales et Microbiennes) (2013, 2015), Responsable Prof I. Ndoye ; Master 1 & 2 GeDAH (Gestion durable des agrosystèmes horticoles) (2012-2013, 2015), Responsable Prof. K. Diarra.

### 2.2. Formation - Ecole thématique

- Ecole Jeunes Chercheurs MicroTrop** - Centre IRD Mbour & Dakar, Sénégal  
1 mois - 20 participants (cf. Encadré 1)

- 2012** « Interactions microbiennes pour la gestion durable des sols »  
*Présidente du comité d'organisation et membre du comité scientifique*
- 2014** « Ecologie Microbienne des sols et Services Ecosystémiques »  
*Présidente du comité scientifique et membre du comité d'organisation*

### Encadré 1. MicroTrop

Une école thématique destinée à épauler la structuration de la Recherche Africaine en Ecologie des sols tropicaux.



2012



2014

#### Les objectifs de la formation

- promouvoir la recherche pour le développement : par le transfert des connaissances scientifiques et techniques en Ecologie et Microbiologie des sols s'appuyant 1/ sur l'expertise des chercheurs et enseignants-chercheurs de différentes institutions du Nord et du Sud et 2/ sur les infrastructures des deux Laboratoires Mixtes Internationaux présents sur le centre IRD-ISRA de Dakar (LMIs IESOL et LAPSE) ;
- encourager les collaborations en dépassant les frontières géographiques et linguistiques et renforcer le réseau existant ; en rassemblant autour d'une thématique commune, et sur un temps relativement long pour une formation de groupe (1 mois), des chercheurs, enseignants-chercheurs et étudiants en fin de thèse, du Nord et de pays du Sud, francophones et anglophones.

### 3. Activités d'encadrement de travaux de recherche

**NB : L'astérisque derrière le nom indique les étudiants du Sud**

#### 3.1. Thèses

**Ndour Papa Mamadou Sitor\*** (2014- ...) – Effet de la variabilité génétique du mil (*Pennisetum glaucum* L. R. Br.) sur la diversité et l'activité des micro-organismes du sol rhizosphérique : conséquences agronomiques et physiologiques.

Université Cheikh Anta Diop (UCAD), Dakar, Sénégal

Financement : Service de Coopération et d'Action Culturelle (SCAC), Ambassade de France au Sénégal & Service Renforcement des Capacités, Institut de Recherche pour le Développement (IRD)

*Encadrement lors de ses séjours dans notre laboratoire en France (2 mois/an)*

Directeurs de thèse : Prof. M. Sembène (UCAD, Dakar, Sénégal) & L Cournac (IRD)

**Bright B.H. Matthew** (2012- ...) – Arbuscular mycorrhizal fungal diversity, water redistribution and nutrient transfer in resource islands of degraded agroecosystems in Senegal.

Ohio State University (OSU), Columbus, OH, USA

Financement : Programme PIRE, NSF

*Co-encadrement des activités au Sénégal de mi-2012 à mi-2014, aux côtés de Hassna Founoune Mboup (Institut Sénégalais de Recherches Agricoles (ISRA), Sénégal)*

Directeur de thèse : Prof. R.P. Dick (OSU)

**Debenport J. Spencer** (2012 – 2015) – Rhizosphere microbial diversity and beneficial microorganisms in resource islands of degraded agroecosystems in Senegal.

Ohio State University (OSU), Wooster, OH, USA

Financement : Programme PIRE, NSF

*Co-encadrement des activités au Sénégal de mi-2012 à mi-2014, aux côtés de Komi Assigbetse (IRD)*

Directeur de thèse : Prof. B.B. McSpadden Gardener (OSU)

**Diakhaté Sidy\*** (2011-2014) – Influence de l'arbuste *Piliostigma reticulatum* (D.C.) Hochst (Caesalpinioideae) sur les communautés de microorganismes et de nématodes d'un sol cultivé en mil au Sénégal (Nioro).

Université Cheikh Anta Diop (UCAD), Dakar, Sénégal

Financement : Service Renforcement des Capacités, IRD/AIRD

*Définition du projet et encadrement*

Directeurs de thèse : Prof. M. Sembène (UCAD, Dakar, Sénégal) & D. Masse (IRD)

**Razafindrakoto Malalâtiana\*** (2008-2012) - Etude des Annélides Oligochètes de Madagascar : Taxonomie, Distribution et Ecologie de vers de terre.

Université d'Antananarivo, Madagascar

Financement : Département Soutien et Formation, IRD

*Référent scientifique local*

Directeurs de thèse : Prof. S. Rakotofiringa (Univ. Antananarivo) & E. Blanchart (IRD)

**Rabenarivo Michel\*** (2007-2011) - Potentialités d'émissions de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) des sols de systèmes de culture en semis direct sous couverture végétale permanente (SCV) à Madagascar.

Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques (ESSA), Université d'Antananarivo, Madagascar

Financement : Département Soutien et Formation (DSF), IRD et Service de Coopération et d'Action Culturelle (SCAC), Ambassade de France à Madagascar

*Définition du projet et encadrement*

Directeurs de thèse : Prof. L. Rabeharisoa (Univ. Antananarivo) & J.-L. Chotte (IRD)

### 3.2. Masters

**Chelsea Delay** (2013-2015) – Nitrogen dynamics and microbial diversity of resource islands in degraded agroecosystems of the Sahel. M.Sc. Environment & Natural Resources, OSU, USA.

*Co-encadrement des activités au Sénégal - Direction : Prof. R.P. Dick, OSU*

**Badiji Arfang\*** (2011) – Effet du biochar sur les activités microbiologiques du sol sous forts intrants azotés (maraîchage). Master II Biotechnologie Végétale et Microbienne. UCAD, Sénégal.

*Définition du projet et encadrement - Direction : Prof. I. Ndoye, UCAD*

**Gueye Amadou\*** (2010) – Influence d'apports organiques différenciés sur la résistance et résilience des fonctions microbiennes du sol. Master II Biotechnologie Végétale et Microbienne. UCAD, Sénégal.

*Co-encadrement avec S. Sall (IRD) - Direction : Prof. I. Ndoye, UCAD*

**Versini Antoine** (2008) – Variabilité des émissions de N<sub>2</sub>O en zone tropicale. Master II Biologie, Géosciences, Agroressources, Environnement - Parcours FENEC Fonctionnement des écosystèmes naturels et cultivés). Université Montpellier II.

*Définition du projet. Co-encadrement avec M. Bernoux (IRD) & R. Lensi (CNRS-CEFE)*

**Testard Théry** (2005) – Analyse de la diversité fonctionnelle de la communauté microbienne hétérotrophe et dénitrifiante de sols tropicaux. Master I Biologie, Géosciences, Agroressources, Environnement - Parcours FENEC Fonctionnement des écosystèmes naturels et cultivés. Université Montpellier II.

*Co-encadrement avec R. Lensi (CNRS-CEFE)*

**Narayanan Sumana\*** (2001) – A study of the diversity of soil macrofauna in two sacred groves on the Coromandel coast of India. MSc Thesis. University of Pondicherry, India.

*Définition du projet et co-encadrement*

### 3.3. Mémoires de fin d'études – Ecole d'ingénieurs

**Ramiandrisoa Rindra S.\*** (2008) – Effet du ver de terre *Pontoscolex corethrurus* sur la fertilité phosphatée de deux sols ferrallitiques malgaches. Mémoire Ingénieur Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques (ESSA), Université d'Antananarivo, Madagascar.

*Définition du sujet et encadrement - Direction : Prof. L. Rabeharisoa (Université d'Antananarivo)*

**Weber Lynn** (2007) – Earthworm Influence on the emission of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O greenhouse gases from Malagasy soils. Mémoire Ingénieur Ecole Polytechnique Fédérale ETH, Zurich, Suisse.

*Définition du sujet et encadrement - Direction : Prof. E. Frossard (ETH)*

**Andriamiamiantraferana Julien\*** (2007) – Emissions *in situ* de N<sub>2</sub>O d'un sol de culture de soja conduite en système SCV et sous labour, région d'Antsirabe, Madagascar. Mémoire Ingénieur. ESSA, Université d'Antananarivo, Madagascar.

*Définition du sujet et encadrement - Direction : Prof. L. Rabeharisoa (Université d'Antananarivo)*

**Martinet Marianne** (2007) – Essai d'une validation environnementale et sociale de la pratique de semis direct sous couverture végétale dans la région du Vakinankaratra, Antsirabe, Madagascar. Mémoire Ingénieur. ISTOM Ecole supérieure d'agro développement international, Cergy-Pontoise.

*Définition du sujet et encadrement - Tuteur ISTOM : A. Metay*

**Herr Cécile** (2005) – Impacts de l'espèce exotique *Solidago gigantea* sur les propriétés du sol – Dynamique du phosphore. Mémoire Bioingénieur en Agronomie (Spécialité Sciences du Sol) Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Université Libre de Bruxelles (ULB), Belgique.

*Définition du sujet et encadrement - Direction : Prof. P. Meerts, ULB*

### 3.4. Niveau Licence (Undergraduate Internship dans le système américain)

**Jackson Ariel** (2013) – Mycorrhiza spores counting in millet-shrub intercropping systems. Undergraduate Internship. Central State University (CSU), USA.

*Co-encadrement avec Matthew Bright (OSU/IRD Dakar) - Direction : Prof. K. K. V Nedunuri., CSU*

**Mason Laura** (2013) – *Bacillus* sp. isolation from millet roots when intercropped with a Sahelian shrub. Undergraduate Internship. Ohio State University (OSU), USA.

*Co-encadrement avec Spencer Debenport (OSU/IRD Dakar) - Direction : Prof. R.P. Dick, OSU*

**Bethel David** (2012) – Did Shrub impact Particulate Organic Matter in Sahelian soil cultivated with millet? Undergraduate Internship. Ohio State University (OSU), USA.

*Co-encadrement avec NH Diallo (ISRA) - Direction : Prof. R. Dick, OSU*

**Cofie Owen** (2012) – Enzyme activities in Sahelian soils when growing millet in association with a native woody shrub. Undergraduate Internship. Central State University (CSU), USA.

*Co-encadrement avec NH Diallo (ISRA) - Direction : Prof. C. Lowell, CSU*

## 4. Animation et gestion de la Recherche

### 4.1. Implication dans des programmes scientifiques nationaux et internationaux

#### AVEC RESPONSABILITES

**(Soumis)** INSU-CNRS, EC2CO 2016 Action thématique BIOHEFFECT – ProfiSol, *Impact du régime hydrique sur les profils racinaires et gazeux d'un sol tropical profond sous taillis d'eucalyptus.* [Coordination]

**2014-2016:** UE/ANR FACCE-JPI 2013 - COMET-Global, *Whole-farm GHG estimation and environmental diagnostics platform*, coordonné par K. Paustain (Colorado State University). [Coordination des équipes françaises, financées par l'ANR, à compter du 01/10/2015]

**2014-2017** ANR Agrobiosphère 2013 – CERAO, *Self-adaptation of tropical agro-socio-ecosystems to global changes? A long term study for ecological intensification of cereal production in West African savannas*, coordonné par D. Masse (IRD/LMI IESOL). [Responsable tâche 2.3 Nutrient and Organic matter analysis]

**2011-2016** : National Science Foundation (NSF, USA), Program Partnership for International Research and Education (PIRE) - *Hydrologic Redistribution and Rhizosphere Biology of Resource Islands in Degraded Agroecosystems of the Sahel: A PIRE in Tropical Microbial Ecology*, co-coordonné par R. Dick (Ohio State University, USA), Y. Ndour (Institut Sénégalais de Recherche Agricole) & L. Lardy (IRD). [Co-coordination]

**2008-2010** : INSU-CNRS, EC2CO 2008 Action thématique MicrobiEN – ENDEMic, *Endémisme et Microorganismes : Comparaison des communautés fonctionnelles microbiennes associées à la faune du sol endémique et exotique de Madagascar*, coordonné par A. Brauman (IRD). [Responsable Equipe Madagascar]

#### PARTICIPATION

**(Soumis)** ADEME, REACTIF 2015, Tempo-GES, *Variabilités temporelles des émissions de GES: interactions entre fonctionnement biologique du sol, fertilisation et conditions environnementales*, coordonné par J. Roy (Ecotron, Montpellier)

- (Soumis)** MAEDI-MENESR, Partenariat Hubert Curien SIAM 2016 - *Sustainable Soil Health Indicator (SUSHI): towards an integrative assessment of the impact of agricultural practices on soil quality*, co-coordonné par D. Sebag (Université de Rouen) & K. Sajjaphan (Kasetsart University, Thaïlande)
- 2013-2016** : NSF/USAID, PEER 2013 Partnership for enhanced engagement in research – *Rhizosphere Biology of Resource Islands of Sahelian Agroecosystems: Optimization and Adaptation to Climate Change*, coordonné par Y. Ndour (ISRA, Sénégal)
- 2013-2015** : AIRD, PARRAF - Réseau CaSA *Carbone des Sols pour une Agriculture durable en Afrique*, coordonné par Prof. T. Razafimbelo (Université d'Antananarivo, Madagascar)
- 2012-2015** : FP7 ERA-ARD – WASSA, *Woody Amendments for Soudano-Sahelian Agriculture (practices, impacts, potential, optimisation pathways)*, coordonné par L. Cournac (IRD)
- 2012-2015** : AIRD, ATP Agroforesterie – SAFSE, Recherche de compromis entre productions et services écosystémiques fournis par les systèmes agroforestiers, co-coordonné par J.M. Harmand (Cirad) & J. Seghieri (IRD)
- 2009-2012** : MAE-AFD-FFEM, RIME PAMPA 2008 – *Sustainable rural development based on soil conservation practices*, coordonné par J.L. Chotte (IRD)
- 2008-2011** : MAE, FSP RIPIECSA – VulSol, *Vulnerability of soils ecosystem services (fertility, C sequestration and N<sub>2</sub>O emission) and technologies autochthonous adaptation to climate change in a semi-arid area in Senegal*, co-coordonné par Y. Ndour (ISRA Sénégal) & V. Hien (INERA Burkina Faso)
- 2008-2010** : IFB, Biodiversité dans les îles de l'Océan Indien - Faune-M, *Diversité, abondance et fonctions de la faune dans les sols de Madagascar*, coordonné par E. Blanchart (IRD)
- 2008-2010** : INSU-CNRS EC2CO 2008 action thématique MicrobiEN – PrimVER, *Effet des vers de terre sur les mécanismes générateurs de « Priming Effect » via les communautés microbiennes impliquées*, coordonné par L. Bernard (IRD)
- 2007-2010** : MAE, CORUS 2 - VALAGRIDUS, *Valorisation agricole des déchets urbains ou industriels : impact sur la qualité des sols et amélioration des pratiques culturales de fertilisation organique*, coordonné par D. Masse (IRD)
- 2006-2008** : ANR Biodiversity 2005 – Microbes, *Microbial Observatories for the Management of Soil Ecosystem Services in the Tropics*, coordonné par J.L. Chotte (IRD)
- 2005-2007** : ACI-FNS ECCO 2004 – MUTEN, *Modes d'utilisation des terres et flux de N<sub>2</sub>O : Caractérisation des déterminants du fonctionnement des communautés dénitrifiantes*, coordonné par A. Brauman (IRD)
- 2003-2006** : Belgian Science Policy, Scientific Support Plan for Sustainable Development Policy – INPLANBEL, *Invasive Plants in Belgium: Patterns, Processes and Monitoring*, coordonné par G. Mahy (Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux - FUSAGx). [Cadre de mon séjour contractuel de 7 mois à l'Université Libre de Bruxelles, partenaire du projet]
- 2002-2007** : MAE-AFD-FFEM, RIME-PAMPA 2000 - *Carbon sequestration (GHG, C-soil) in different Direct seeding Mulch-based Cropping systems in the tropics*, coordonné par C. Feller (IRD)
- 2001-2006** : US Department of Agriculture - Cooperative State Research, Education, and Extension Service (USDA - CSREES), Program Initiative for Future Agriculture and Food Systems (IFAFS) - *Development and dissemination of optimal phosphorus management technologies on dairy farms*, coordonné par Dr. Z. Dou (University of Pennsylvania, USA). [Cadre de mon contrat d'un an aux USA]
- 1996-1999** : IRD-CNRS-Cirad-INRA, Programme All Biofonctionnement des sols tropicaux et gestion durable des terres - *Dégradation des pâturages Amazoniens*, co-coordonné par P. Lavelle et T. Desjardin (IRD). [Cadre de mon contrat de 3 mois à l'IRD en 1998]
- 1995-2002** : CIFoR-IRD-UR2PI Congo - *Site management and Productivity in Tropical Plantation Forests Project*, coordonné par Dr C. Cossalter. [Cadre de mon post-doctorat à l'IRD en 2000]
- 1995-1998** : CNPq-UnB-ORSTOM *Biofuncionamento de solos dos Cerrados*, co-coordonné par M.L. Lopes Assad (UnB) & M. Brossard (IRD) [Fonctionnement de mes travaux de Doctorat]

**1993-1996** : CCE Macrofauna Project II - *Conservation of soil fertility in low input agricultural systems of the humid tropics by manipulating earthworms communities*, coordonné par P. Lavelle (ORSTOM/UPMC). [Fonctionnement de mes travaux de DEA]

#### **SOUTIEN INDIVIDUEL (avant recrutement IRD en 2004)**

**2003** : Gouvernement de la Région Bruxelles-Capitale, Belgique - Programme "Research in Brussels"; Projet "Exotic plant invasions in the Brussels Capital Region: Their effects on soil phosphorus availability" – 1 an de bourse postdoctorale + 5 k€ de fonctionnement. Laboratoire d'accueil : Laboratoire Génétique évolutive & Ecologie végétale, Université Libre de Bruxelles (ULB), Belgique

**2002** : OECD Cooperative Research Programme: Biological Resource Management for Sustainable Agriculture Systems – Bourse, 6 mois. Laboratoire d'accueil : Department of Soil Quality, Wageningen University, Pays-Bas

**2000** : Ministère des Affaires Etrangères, France – Bourse d'aide à la Recherche (post-doctorat), 1 an. Laboratoire d'accueil : Institut Français de Pondichéry, Inde

**1994-1997** : MESR, France - Allocation de Recherche – 3 ans. Laboratoire d'accueil : Laboratoire d'Ecologie des Sols Tropicaux, ORSTOM Bondy, France

## **4.2. Jurys et comités de pilotage**

*hormis étudiants encadrés*

**Ndour Papa Mamadou Sitor\*** (2013) L'influence des caractéristiques génétiques du mil (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br. sur l'agrégation du sol rhizosphérique. Master II Biotechnologie Végétale et Microbienne UCAD, Sénégal. Soutenu le 20 décembre 2013. *Membre du jury*

**Majeed Muhammad Zeeshan\*** (2009-2012) Emissions of nitrous oxide by tropical soil macrofauna: Impact of feeding guilds and microbial communities involved. Doctorat Université Montpellier II. Soutenu le 21 décembre 2012. *Membre du jury*

**Rabetokotany Nantenaina\*** (2010-2013) Matières organiques issues de l'élevage et de la ville en milieu tropical: apports de la spectrométrie proche infra-rouge (SPIR) pour orienter leurs usages. Doctorat co-tutelle Université d'Antananarivo (Madagascar) et Université de La Réunion. Soutenu le 17 septembre 2013. *Membre du comité de pilotage de la thèse*

## **4.3. Organisation de colloques et réunions**

**2016** : Conférence internationale, EcoSummit 2016 - Ecological Sustainability: Engineering Change, 29 aout-1 sept, Montpellier. [Co-organisation d'une session]

**2015** : Conférence internationale, Climate Smart Agriculture, 16-18 mars, Montpellier. [Participation à la sélection des jeunes chercheurs du Sud dont les frais ont été pris en charge les organisateurs]

**2012** : Atelier LMI IESOL (Laboratoire Mixte International – Intensification écologique des Sols cultivés en Afrique de l'Ouest), Les Sciences de l'Ecologie au service du développement, 19 novembre 2012, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal. [Co-organisation]

**2012** : Atelier régional, Climate Smart Agriculture in Western Africa, 8-9 mai 2012, Dakar, Sénégal. [Co-organisation]

**2008-2009** : Animation scientifique de l'axe thématique *Flux de matières et d'énergie* au sein de l'UR SeqBio Séquestration du carbone et Biofonctionnement des sols (IRD). [Co-responsable]

#### 4.4. Responsabilités scientifiques et participations à des Instances et Sociétés savantes

Membre du **Comité Scientifique** du Dispositif de Recherche et d'Enseignement en Partenariat *Systèmes de production d'altitude et durabilité à Madagascar* (DP SPAD), à compter de nov. 2015

Co-Responsable du **thème de recherche** « Carbone et Changements Globaux » et **membre du comité de Direction** au sein de l'UMR Eco&Sols depuis juin 2015

Membre désignée du **Comité d'experts**, Direction des programmes de recherche et de la formation au Sud, Service de Renforcement des Capacités, IRD (2013 - 2015)

Membre élu du **Conseil de Représentation**, IRD Sénégal (2013)

Membre élu de la **Commission Scientifique Sectorielle 3 Sciences des Systèmes Ecologiques** de l'IRD (2008-2012)

Membre nommé du **Comité Local d'Hygiène et Sécurité**, IRD Dakar, Sénégal (2010-2012)

Membre désigné de la CPCA, **commission paritaire d'avancement**, IRD Madagascar (2005-2009)

Membre élu du **Conseil d'unité** de l'UMR Eco&Sols (juillet 2010-décembre 2014)

Membre de l'**Association Française d'Etude du Sol** (AFES) depuis 1996. Participation (2006-2012) au comité d'évaluation des candidats aux bourses DEMOLON octroyées aux jeunes scientifiques par l'association pour participer à des congrès.

#### 4.5. Expertise

Participation à la réunion de concertation pour la mise en place d'un dispositif de suivi du carbone dans le cadre du projet National PROGEDE 2 (Projet de gestion durable et participative des énergies traditionnelles et de substitution, Sénégal). Expertise demandée par le Centre de Suivi Ecologique (CSE, Dakar, Sénégal). 9 mars 2012, CSE, Dakar.

#### 4.6. Relecture d'articles

Depuis 2003, relecture de manuscrits pour les revues indexées publiant des articles en lien avec les sciences du sol : *Biogeochemistry* ; *Biology and Fertility of Soils* ; *European Journal of Soil Biology* ; *Global Change Biology* ; *Journal of Environmental Quality* ; *Pedobiologia* ; *Revista Pesquisa Agropecuaria Brasileira* ; *Soil Biology and Biochemistry*, *Soil Science Society of America Journal*.

#### 4.7. Appui aux plateformes scientifiques et techniques

2009 – 2014 : Réfèrent scientifique de la plateforme Biogéochimie du LEMSAT (laboratoire d'Ecologie Microbienne des Sols et Agrosystèmes Tropicaux, LMI IESOL, Centre ISRA-IRD Bel Air, Dakar), laboratoire certifié Démarche Qualité ISO 9001 : 2008

2005 : Mise en place et gestion d'une plateforme d'analyses dédiée aux mesures de Gaz à Effet de Serre au sein du Laboratoire des Radio-Isotopes, Université d'Antananarivo, Madagascar.

## 5. Production scientifique

Afin de faciliter l'analyse des partenariats au Sud et des encadrements valorisés dans cette production, le nom des étudiants encadrés est souligné, celui des partenaires d'institutions du Sud est en italique et le nom des étudiants inscrits dans une université du Sud est à la fois souligné et en italique.

### 5.1. Articles publiés dans des revues à comité de lecture (ACL) et indexées ISI web of Science

NB : Le facteur d'impact (IF) de la revue est indiqué entre crochets, pour l'année de publication et pour 2014 (dernier indicateur disponible)

#### CITATION METRICS – ISI WEB OF SCIENCE (©Thomson Reuters)

Total Articles in Publication List:	<b>32</b>
Articles with Citation Data:	<b>32</b>
Sum of the Times Cited:	<b>664</b>
Average Citations per Article:	<b>20.75</b>
h-index:	<b>14</b>
Last Updated:	<b>Oct 28, 2015</b>

#### 5.1.1. Publications en lien avec les travaux développés après ma thèse

##### [Travaux en cours de valorisation]

##### Soumis

[S1] Debenport S.J., Assigbetse K.B., *Bayala R.*, Chapuis-Lardy L., Dick R.P., McSpadden Gardener B.B. Evidence for millet (*Pennisetum glaucum*) specific sub-genus level microbiome diversity in a woody shrub intercropping system. Soumis à *Applied and Environmental Microbiology*

[S2] Diakhaté S., Gueye M., Chevallier T., *Diallo N.H.*, Assigbetse K., Masse D., *Sembène M.*, *Ndour Y.*, Dick R.P., **Chapuis-Lardy L.** How the native woody shrub *Piliostigma reticulatum* affects soil microbial communities when growing millet in semi-arid Senegal. *Journal of Arid Environments*, Révisions à apporter avant le 20/11/2015

##### Sous-presse

[SP1] **Chapuis-Lardy L.**, Diakhaté S., *Djigal D.*, *Ba A.O.*, Dick R.P., *Sembène P.M.*, Masse D., 2015. Potential of Sahelian native shrub materials to suppress the spiral nematode *Helicotylenchus dihystrera*. *Journal of Nematology* 47 (3), 214-217.

**[Articles publiés]**

- [1] Debenport S.J., Assigbetse K.B., *Bayala R.*, **Chapuis-Lardy L.**, Dick R.P., McSpadden Gardener B.B., 2015. Shifting populations in the root-zone microbiome of millet associated with enhanced crop productivity in the Sahel. *Applied and Environmental Microbiology* 81 (8), 2841-2851. doi:10.1128/AEM.04122-14. [IF (2014) 3.668]
- [2] Hernandez R.R., Debenport S.J., *Ndoye F.*, *Nkenmogne I.E.K.*, *Thuita M.*, Leewis M.C.C.E., Soumare S., Gueye M., Miambi E., Chapuis-Lardy L., *Diedhiou I.*, Dick R.P., 2015. The native shrub, *Piliostigma reticulatum*, as an ecological "resource island" for mango trees in the Sahel. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 204, 51-61. doi: 10.1016/j.agee.2015.02.009. [IF (2014) 3.402] *Manuscrit issu de mini-projets coordonnés durant la formation Microtrop 2012*
- [3] Debenport S., *Bayala R.*, Assigbetsé K., **Chapuis-Lardy L.**, Dick R. P., McSpadden Gardener B.B., 2014. Investigating the soil microbiome of two native shrubs with plant growth promoting activity in an intercropping system with millet in Senegal. (Abstr.) *Phytopathology* 104 (Suppl. 3), S3.30. dx.doi.org/10.1094/PHYTO-104-11-S30. [IF (2014) 3.119]
- [4] Rabenarivo M., Wrage N., Chotte J.L., *Rabeharisoa L.*, *Razafimbelo T.M.*, **Chapuis-Lardy L.**, 2014. Emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O from a Malagasy soil following combined organic and inorganic inputs - a laboratory study simulating direct-seeding mulch-based cropping. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 360–368. doi: 10.1002/jpln.201300032. [IF (2014) 1.459]
- [5] Rabenarivo M., **Chapuis-Lardy L.**, Brunet D., Chotte J.L., *Rabeharisoa L.*, Barthès B. 2013. Comparing near- and mid-infrared reflectance spectroscopy for determining organic and biological properties in the Malagasy soils. *Journal of Near Infra Red Spectroscopy* 21 (6), 495-509. doi: 10.1255/jnirs.1080. [IF (2013) 1.480 ; IF (2014) 1.250]
- [6] Masse D., *Ndour Badiane Y.*, *Hien E.*, *Akpo L.E.*, Assigbetsé K., *Bilgo A.*, *Diédhiou I.*, *Hien V.*, **Chapuis-Lardy L.**, 2013. L'agriculture africaine face aux changements globaux : recherches et innovations basées sur les sciences de l'écologie. *CR Biologies* 336, 289-294. doi:10.1016/j.crv.2013.04.010. [IF (2013) 1.681 ; IF (2014) 0.981]
- [7] Diakhaté S., Villenave C., *Diallo N.H.*, *Ba A.O.*, *Djigal D.*, Masse D., *Sembène P.M.*, **Chapuis-Lardy L.**, 2013. Influence of a native shrub on soil nematofauna when growing millet in Senegal. *European Journal of Soil Biology* 57, 35-41. doi: 10.1016/j.ejsobi.2013.04.003. [IF (2013) 2.146 ; IF (2014) 1.719]
- [8] *Razafimbelo T.M.*, Chevallier T., Albrecht A, **Chapuis-Lardy L.**, *Rakotondrasolo F.N.*, Michellon R., *Rabeharisoa L.*, Bernoux M., 2013. Soil texture and organic carbon contents do not impact the amount of soil organic carbon protected within macroaggregates in Malagasy soils. *Scientia Agricola (Piracicaba Braz.)* 70 (3), 204-208. doi:10.1590/S0103-90162013000300009. [IF (2013) 0.924 ; IF (2014) 0.809]
- [9] Bernard L., **Chapuis-Lardy L.**, *Razafimbelo T.*, *Razafindrakoto M.*, Pablo A.L., Legname E., Poulain J., Bröls T., O'Donohue M., Brauman A., Chotte J.L., Blanchart E., 2012. Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. *The ISME journal* 6, 213-222. doi:10.1038/ismej.2011.87. [IF (2012) 8.951; IF (2014) 9.302]
- [10] Metay A., Chapuis-Lardy L., Findeling A., Oliver R., *Alves-Moreira J.A.*, Feller C., 2011. Simulating N<sub>2</sub>O emissions from a Brazilian cropped soil using NOE. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 255-263. Doi:10.1016/j.agee.2010.12.012. [IF (2011) 3.969; IF (2014) 3.402]
- [11] Barthès B.G., Brunet D., Brauman A., Fromin N., Lensi R., Volant A., Laclau J.L., Blavet D., **Chapuis-Lardy L.**, 2010. Determination of potential denitrification in a range of tropical topsoils using near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). *Applied Soil Ecology* 46, 81-89. DOI: 10.1016/j.apsoil.2010.06.009. [IF (2010) 2.399; IF (2014) 2.644]
- [12] **Chapuis-Lardy L.**, Brauman A., Bernard B., Pablo A.L., Toucet J., Mano M.J., Weber L., Brunet D., *Razafimbelo T.M.*, Chotte J.L. & Blanchart E., 2010. Effect of the endogeic earthworm *Pontoscolex corethrurus* on the microbial structure and activity related to CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes

- from a tropical soil (Madagascar). *Applied Soil Ecology* 45 (3), 201-208. doi: 10.1016/j.apsoil.2010.04.006. [IF (2010) 2.399; IF (2014) 2.644]
- [13] Dou Z., Ramberg C.F. Jr., **Chapuis-Lardy L.**, Toth J.D., Wu Z., Chase L.E., Kohn R.A., Knowlton K.F., Ferguson J.D., 2010. A fecal test for assessing phosphorus overfeeding on dairy farms: Evaluation using extensive farm data. *Journal of Dairy Science* 93 (2), 830-839. doi:10.3168/jds.2009-2153. [IF (2010) 2.497 ; IF (2014) 2.573]
- [14] Baudoin E., Philippot L., Chèneby D., **Chapuis-Lardy L.**, Fromin N., Bru D., *Rabary B.*, Brauman A., 2009. Direct seeding mulch-based cropping system increases both activity and abundance of key denitrifiers communities in a tropical soil. *Soil Biology and Biochemistry* 41 (8), 1703-1709. DOI:10.1016/j.soilbio.2009.05.015. [ IF (2009) 2.978; IF (2014) 2.932]
- [15] **Chapuis-Lardy L.**, *Ramiandrisoa R.S.*, *Randriamanantsoa L.*, Morel C., *Rabeharisoa L.* & Blanchart E., 2009. Modification of P availability by endogeic earthworms (Glossoscolecidae) in Ferralsols of the Malagasy Highlands. *Biology and Fertility of Soils* 45, 415-422. DOI 10.1007/s00374-008-0350-y. [IF (2009) 1.757 ; IF (2014) 3.398]
- [16] **Chapuis-Lardy L.**, Metay A., *Martinet M.*, *Rabenarivo M.*, Toucet J., Douzet J.M., *Razafimbelo T.*, *Rabeharisoa L.* & *Rakotoarisoa J.*, 2009. Nitrous oxide emissions from Malagasy agricultural soils. *Geoderma* 148, 421-427. DOI 10.1016/j.geoderma.2008.11.015. [IF (2009) 2.461; IF (2014) 2.772]
- [17] Koutika L-S., Dassonville N., Vanderhoeven S., **Chapuis-Lardy L.** & Meerts P., 2008. Relationships between C respiration and fine particulate organic matter (250-50 µm) weight. *European Journal of Soil Biology* 44, 18-21. doi:10.1016/j.ejsobi.2007.10.006. [IF (2008) 0.888; IF (2014) 1.719]
- [18] Razafimbelo T. M., Albrecht A., Oliver R., Chevallier T., **Chapuis-Lardy L.** & Feller C, 2008. Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. *Soil and Tillage Research* 98, 140-149. doi:10.1016/j.still.2007.10.012. [IF (2008) 1.695; IF (2014) 2.622]
- [19] **Chapuis-Lardy L.**, Wrage N., Metay A., Chotte J.L. & Bernoux M., 2007. Soils, a sink for N<sub>2</sub>O? A review. *Global Change Biology* 13, 1–17. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x. [IF (2007) 4.786; IF (2014) 8.044]
- [20] *Herr C.*, **Chapuis-Lardy L.**, Dassonville N., Vanderhoeven S. & Meerts P., 2007. Seasonal effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil pH and P fractions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170 (6), 729-738. DOI: 10.1002/jpln.200625190. [IF (2007) 1.082; IF (2014) 1.459].
- [21] Koutika L-S., Vanderhoeven S., **Chapuis-Lardy L.**, Dassonville N., & Meerts P., 2007. Assessment of changes in soil organic matter following invasion by exotic plant species. *Biology and Fertility of Soils* 44, 331–341. doi:10.1007/s00374-007-0210-1. [IF (2007) 1.191; IF (2014) 3.398]
- [22] Dou Z., Ramberg C.F. Jr., **Chapuis-Lardy L.**, Toth J.D., Wang Y., Munson R.J., Wu Z., Chase L.E., Kohn R.A., Knowlton K.F. & Ferguson J.D., 2007. A novel test for measuring and managing potential phosphorus loss from dairy cattle feces. *Environmental Science and Technology* 41 (12), 4361 -4366. doi: 10.1021/es063029x S0013-936X(06)03029-X. [IF (2007) 4.363; IF (2014) 6.326]
- [23] Vanderhoeven S., Dassonville N., **Chapuis-Lardy L.**, Hayer M. & Meerts P, 2006. Impact of the invasive *Solidago gigantea* on primary productivity and topsoil chemistry. *Plant and Soil* 286 (1-2), 259-268. DOI 10.1007/s11104-006-9042-2. [IF (2006) 1.495; IF (2014) 3.528]
- [24] **Chapuis-Lardy L.**, Vanderhoeven S., Dassonville N., Koutika L.S. & Meerts P, 2006. Effects of the invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus. *Biology and Fertility of Soils* 42 (6), 481-489. doi 10.1007/s00374-005-0039-4. [IF (2006) 1.405; IF (2014) 3.398]
- [25] **Chapuis-Lardy L.**, Fiorini J., Toth J.D. & Dou Z., 2004. Phosphorus concentration and solubility in dairy feces: Variability and affecting factors. *Journal of Dairy Science* 87 (12), 4334-4341. [IF (2004) 2.134; IF (2014) 2.573]

- [26] *Julka, J.M., Blanchart E. & Chapuis-Lardy L.*, 2004. New genera and new species of earthworms from the Western Ghats, South India. *Zootaxa* 486, 1-27. [a 2001 journal with JCR's IF in 2005; IF (2014) 0.906]
- [27] **Chapuis-Lardy L.**, Temminghoff E.J.M. & De Goede R.G.M., 2003. Effects of different treatments of dairy slurry manure on water-extractable phosphorus. *NJAS, Wageningen Journal of Life Sciences* (formerly *Netherlands Journal of Agricultural Science*) 51, 91-102. [IF (2003) 0.732; IF (2014) 1.143]
- [28] **Chapuis-Lardy L.**, Contour-Ansel D. & Bernhard-Reversat F., 2002. High-Performance Liquid Chromatography of water-soluble phenols in leaf litter of three Eucalyptus hybrids (Congo). *Plant Science* 163, 217-222. doi:10.1016/S0168-9452(02)00099-7. [IF (2002) 1.556; IF (2014) 3.904]

### 5.1.2. Publications en lien avec mes travaux de thèse et de DEA :

- [29] **Chapuis-Lardy L.**, Brossard M., Lopes-Assad M.L. & Laurent J.-Y., 2002. Carbon and Phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92 (2-3), 147-158. doi:10.1016/S0167-8809(01)00303-6. [IF (2003) 1.369; IF (2014) 3.402]
- [30] **Chapuis-Lardy L.**, Brossard M. & Quiquampoix H., 2001. Assessing organic phosphorus status of Cerrado oxisols (Brazil) using <sup>31</sup>P-NMR-spectroscopy and phosphomonoesterase activity measurement. *Canadian Journal of Soil Science* 81, 591-601. [IF (2001) 0.863; IF (2014) 1.382]
- [31] **Chapuis-Lardy L.**, Brossard M., Lavelle P. & Schouller E., 1998. Phosphorus transformations in a ferralsol through ingestion by *Pontoscolex corethrurus*, a geophagous earthworm. *European Journal of Soil Biology* 34 (2), 61-67. doi:10.1016/S1164-5563(99)90002-X. [IF (1998) 0.512 ; IF (2014) 1.719]
- [32] **Chapuis L.** & Brossard M., 1995. Modifications et stabilité du phosphore échangeable d'un ferralsol ingéré par un ver géophage. *Comptes Rendus Géoscience* 320, 587-592. [IF (1995) 0.581 ; IF (2014) 1.652]

### 5.2. Articles publiés dans des revues à comité de lecture (ACL), non indexées ISI web of Science

- [33] *Rabenarivo M., Andriamiaramiantraferana J., Michellon R., Moussa N., Brauman A., Louri-Toucet J., Chapuis-Lardy L.*, 2009. Emission *in-situ* de N<sub>2</sub>O d'un ferralsol argileux Malgache cultivé sous SCV ou labour. *Etude et Gestion des Sols* 16 (1), 47-55.
- [34] Desjardins Th., Lavelle P., Barros E., Brossard M., **Chapuis-Lardy L.**, Chauvel A., Grimaldi M., Guimarães F., Martins P., Mitja D., Müller M., Sarrazin M., Tavares Filho J. & Topall O., 2000. Dégradation des pâturages amazoniens. Description d'un syndrome et de ses déterminants. *Etude et Gestion des Sols* 7 (4), 353-378.

### 5.3. Articles publiés dans des revues sans comité de lecture

- [35] Plassard C., Robin A., Le Cadre E., Marsden C., Trap J., Herrmann L., Waithaisong K., Lesueur D., Blanchart E., **Chapuis-Lardy L.**, Hinsinger P., 2015. Améliorer la biodisponibilité du phosphore : comment valoriser les compétences des plantes et les mécanismes biologiques du sol ? *Innovations Agronomiques* 43, 115-138.

- [36] **Chapuis-Lardy L.**, Baudoin E., Philippot L., Chèneby D., Fromin N., Lensi R., Metay A., *Rabary B., Razafimbelo T., Brauman A.*, 2008. SCV à Madagascar : Impacts sur les communautés microbiennes impliquées dans l'émission de N<sub>2</sub>O. *Terres Malgaches* 26, 13-15
- [37] Metay A., Findeling A., Oliver R., **Chapuis-Lardy L.**, Martinet M., Feller C., *Alves Moreira J.A.*, 2008. Modéliser les flux de N<sub>2</sub>O à partir de sols sous différents systèmes de culture. *Terres Malgaches* 26, 17-20.
- [38] Blanchart E., Barthès B., Bernoux M., **Chapuis-Lardy L.**, Chotte J.L., Douzet J.M., *Falinirina V., Feller C., Rabary B., Randriamanantsoa R., Ratnadass A., Razafimbelo T., Scopel E., Villenave C.*, 2008. Fonctionnement du sol sous SCV au Brésil et à Madagascar : Abondance et rôle des ingénieurs du sol sur la dynamique du carbone du sol. *Terres Malgaches* 26, 25-28.
- [39] Rabenarivo M., Andriamiamiantraferana J., Michellon R., *Moussa N., Brauman A., Chapuis-Lardy L.*, 2008. Emissions in situ de N<sub>2</sub>O d'un ferralsol argileux Malgache cultivé sous semis direct (SCV) ou labour. *Terres Malgaches* 26, 137-139.

#### 5.4. Chapitres d'ouvrage

- [40] **Chapuis-Lardy L.**, Le Bayon R.C., Brossard M., *Lopez-Hernandez D., Blanchart E.*, 2011. Role of soil macrofauna in P cycling. In "Phosphorus in Action – Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling", Bünemann E.K., Oberson A. and Frossard E. (Eds). Springer Soil Biology Series 26, Springer, NY, pp. 199-213. DOI 10.1007/978-3-642-15271-9\_8.
- [41] Wrage N., **Chapuis-Lardy L.**, Isselstein J., 2010. Phosphorus, plant biodiversity and climate change. In "Sociology, Organic Farming, Climate Change and Soil Science". Sustainable Agriculture Reviews 3, Lichtfouse E. (Series Ed.). Springer, Dordrecht, pp. 147-169. DOI 10.1007/978-90-481-3333-8\_6.
- [42] Feller C., **Chapuis-Lardy L.**, Ugolini F., 2009. The Representation of Soil in the Western Art: from Genesis to Pedogenesis. In "Soil and Culture", Landa E.R. and Feller C. (Eds). Springer, NY, pp. 3-21. DOI 10.1007/978-90-481-2960-7\_1.
- [43] Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Domken, S., Meerts, P. and **Chapuis-Lardy, L.**, 2009. Impacts of alien invasive plants on soil and ecosystem processes in Belgium: Lessons from a multispecies approach. In "Invasive Species: Detection, Impact and Control", Wilcox C.P. and Turpin R.B. (Eds). Nova Science Publishers, Hauppauge, NY, pp. 117-132.
- [44] Meerts P., Dassonville N., Vanderhoeven S., **Chapuis-Lardy L.**, Koutika L.-S. & Jacquemart A.-L., 2006. Les plantes exotiques envahissantes et leurs impacts. In "Biodiversité. Etat, enjeux et perspectives". Chaire Tractebel-Environnement 2004, Lebrun P. (Ed.). De Boeck, Bruxelles, pp. 109-120.
- [45] Barois I., Lavelle P., Brossard M., Tondoh J., *Martinez M., Rossi J.P., Senapati B., Angeles A., Fragoso C., Jimenez J.J., Decaens T., Lattaud C., Kanyonyo J., Blanchart E. & Chapuis-Lardy L.*, 1999. Ecology of earthworm species with large environmental tolerance and/or extended distributions. In "Earthworm Management in Tropical Agroecosystems", Lavelle P., Brussaard I. & Hendrix P. (Eds.). CAB-I, Wallingford, pp. 57-86.
- [46] Brossard M., Lopes Assad M.L., **Chapuis L.**, *Barcellos A.O.*, 1997. Estoques de carbono em solos sob diferentes fitofisionomias de cerrados. In "Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado", Leite L.L. & Saito C.H. (org.). UnB, Brasília, DF, pp. 272-275.
- [47] **Chapuis L.**, Brossard M. & Lavelle P., 1997. Organic and inorganic phosphorus transformations in a ferralsol ingested by a geophagous earthworm. In "Plant-soil interactions at low pH: Sustainable agriculture and forestry production", Moniz *et al.* (Eds.). Brazilian Soil Science Society, Campinas, p. 283.

## 5.5. Actes de congrès internationaux

### 5.5.1. Communications orales

- [48] Bernoux M., Chenu C., Angers D., Bockel L., Braimoh A., Treyer S., Chotte J.L., Paustian K., *Razafimbelo T.*, Chevallier T., **Chapuis-Lardy L.**, and the members of the CaSA network, 2015. Measurement, Reporting and Verification (MRV) of soil carbon. In Carbon sequestration in soils: a challenge for food security and climate action – a Side Event at the International Scientific conference Our Common Future Under Climate Change, July 7, INRA, Paris.
- [49] Chotte J.L., Brudigou C., **Chapuis-Lardy L.**, Martin-Prével Y., Vigouroux Y., 2015. Integrated and multidisciplinary research for the resilience of rural communities and natural resources in West Africa to promote innovative solution to adapt to climate change. Conference The French-German cooperation in Africa in the field of climate change, food security and water resources, 01-02 June, Berlin, Germany.
- [50] *Diakhaté S.*, Gueye M., *Diallo N.H.*, *Ba A.O.*, Masse D., *Sembène M.*, Dick R.P., **Chapuis-Lardy L.**, 2014. How a native shrub affect soil nematofauna and microbial communities when growing millet in Senegal. The First Global Soil Biodiversity Conference, Assessing soil biodiversity and its role for ecosystem services, 2-5 December, Dijon, France.
- [51] *Bright M.B.H.*, Dick R.P., Schreiner P., *Mboup Founoune H.*, **Chapuis-Lardy L.**, 2014. Arbuscular mycorrhizal colonization rate dynamics in a *Guiera senegalensis*-Millet agroforestry intercropping system across a rainfall gradient of Senegal. ASA-CSSA-SSSA International Annual Meeting, 2-5 November, Long Beach, CA, USA.
- [52] **Chapuis-Lardy L.**, *Ndour B.Y.*, *Debenport S.J.*, McSpadden Gardener B.B., Assigbetse K.B., *Bright B.H.M.*, Schreiner P., *Mboup H.F.*, *Diédhiou I.*, *Diallo N.H.*, *Bayala R.*, Dick R.P., 2014. The rhizosphere biology of native shrub-based cropping systems: An unrecognized potential to optimize crop production in the Sahel. Conference Agroecology for Africa (AFA), Agroecology and Sustainability of Tropical Rainfed Cropping Systems, 3-7 November, Antananarivo, Madagascar.
- [53] Blanchart E., Bernard L., Brauman A., **Chapuis-Lardy L.**, *Rabary B.*, *Rabeharisoa L.*, *Rabenarivo M.*, *Randriamanantsoa R.*, *Ratsiatosika O.*, *Razafimbelo T.*, *Razafindrakoto M.*, Trap J., 2014. Intensification of soil ecological processes. How to manage soil biodiversity in tropical cropping systems? Conference Agroecology for Africa (AFA), Agroecology and Sustainability of Tropical Rainfed Cropping Systems, 3-7 November, Antananarivo, Madagascar.
- [54] *Rabenarivo M.*, **Chapuis-Lardy L.**, Brunet D., Chotte J.L., *Rabeharisoa L.*, Barthès B., 2013. Using near infrared reflectance spectroscopy for the determination of organic and biological properties in Malagasy soils. NIR 2013, 16<sup>th</sup> international Conference on Near Infrared Spectroscopy, 2-7 June, La Grande Motte, France.
- [55] Masse D., *Ndour Badiane Y.*, *Hien E.*, *Akpo L.E.*, Assigbetsé K., *Bilgo A.*, *Diédhiou I.*, *Hien V.*, **Chapuis-Lardy L.**, 2012. L'agriculture africaine face aux changements globaux : recherches et innovations basées sur les sciences de l'écologie. Colloque Panafricain ANSTS-COPED, 30 octobre-3 novembre, Dakar, Sénégal.
- [56] *Diakhaté S.*, Chevallier T., *Diallo N.H.*, *Ndour Y.*, *Abadie J.*, *Deleporte P.*, **Chapuis-Lardy L.**, 2012. Effet des arbustes natifs sur la diversité fonctionnelle des sols en région soudano-sahélienne (Sénégal). 11<sup>e</sup> Journées d'Etude du Sol, 19-23 mars, Versailles, France.
- [57] Blanchart E., *Razafindrakoto M.*, Albrecht A., Brauman A., **Chapuis-Lardy L.**, Csuzdi C., *Rabary B.*, *Rabeharisoa L.*, *Rajaonarison J.*, *Rakotofiringa S.*, *Randriamanantsoa R.*, *Razafimbelo T.*, Robert A., 2011. Changement global et diversité de la faune du sol à Madagascar : inventaires et conséquences fonctionnelles. Colloque FRB-AIRD-CNRS, La Biodiversité des Iles de l'Océan Indien, 14-15 décembre, Paris.
- [58] Blanchart E., Albrecht A., Brauman A., **Chapuis-Lardy L.**, Csuzdi C., *Rabary B.*, *Rabeharisoa L.*, *Rajaonarison J.*, *Rakotofiringa S.*, *Randriamanantsoa R.*, *Razafindrakoto M.*, Robert A., 2010. La

- biodiversité de la macrofaune des sols à Madagascar : état des connaissances. *In* Colloque « Biodiversité et Développement Durable à Madagascar », 3-5 novembre, Lyon, France.
- [59] Bernard L., **Chapuis-Lardy L.**, *Razafimbelo T.*, Pablo A.L., Legname E., Brùls T., Brauman A., Chotte J.L., Blanchart E., 2010. Effect of earthworms on priming effect intensity and involved microbial communities. *In* 9<sup>th</sup> International Symposium on Earthworm Ecology (ISEE9), September 5-10, Xalapa, Mexico.
- [60] Barthès B.G., *Rabenarivo M.*, Brunet D., Chotte J.L., *Rabeharisoa L.*, **Chapuis-Lardy L.**, 2010. Comparing near and mid-infrared reflectance spectroscopy for the determination of soil organic and biological properties in Madagascar. *In* EUFAR Workshop "Quantitative applications of soil spectroscopy", April 15-16, Postdam, Germany.
- [61] Brauman A., Philippot L., **Chapuis-Lardy L.**, Bernard L., *Rabary B.*, Miambi E., Gueye M., Blanchart E., 2009. Do tropical soil engineer stimulate the bacterial communities link to N<sub>2</sub>O emission? *In* GAIE International Congress, Ecological Engineering; from concepts to applications, 2-4 December, Paris.
- [62] **Chapuis-Lardy L.**, *Weber L.*, Frossard E., *Razafimbelo T.*, Toucet J., Mano M.J., Pablo, A.L., Brauman A., Chotte J.L. and Blanchart E., 2008. Earthworm influence on carbon dioxide and nitrous oxide fluxes from two Malagasy clayey soils. *In* 15<sup>th</sup> International Colloquium on Soil Zoology, August 25-29, Curitiba, Brazil.
- [63] Brauman A., Villenave C., Baudoin E., *Diouf M.*, *Rabary B.*, **Chapuis-Lardy L.**, Phillipot L., Thioulouse J., Blanchart E., Chotte J.L., 2008. How alternative agricultural practices affect the soil biota and soil function - the case of the denitrification process. *In* EUROSIL 2008, August 25-29, Vienna, Austria.
- [64] Brauman A., Baudoin E., Chèneby D., *Diouf M.*, Fromin N., *Rabary B.*, **Chapuis-Lardy L.** & Philippot L., 2007. How agricultural practices affect the different bacterial communities involved in the denitrification process: the case of direct seeding in Madagascar. *In* EU COST Action 856, Denitrification in agriculture, air and water pollution, December 5, Uppsala, Sweden.
- [65] Blanchart E., Barthès B., Bernoux M., **Chapuis-Lardy L.**, Chotte J.L., Douzet J.M., *Falinirina V.*, Feller C., *Rabary B.*, *Randriamanantsoa R.*, Ratnadass A., *Razafimbelo T.*, Scopel E., Villenave C., 2007. Soil functioning in DMC systems in Brazil and Madagascar: abundance and role of soil ecosystem engineers on soil carbon dynamics. *In* International Symposium on Soils under No-tillage Systems, December 3-7, Antananarivo, Madagascar [Communication invitée].
- [66] Metay A., Findeling A., Oliver R., **Chapuis-Lardy L.**, *Martinet M.*, Feller C., *Alves Moreira J.A.*, 2007. Modéliser les flux de N<sub>2</sub>O à partir de sols sous différents systèmes de culture. *In* International Symposium on Soils under No-tillage Systems, December 3-7, Antananarivo, Madagascar [Communication invitée].
- [67] **Chapuis-Lardy L.**, Baudoin E., Philippot L., Chèneby D., Fromin N., Lensi R., Metay A., *Rabary B.*, *Razafimbelo T.*, Brauman A., 2007. Effect of DMC on denitrifier communities and N<sub>2</sub>O emissions from Malagasy soils. *In* International Symposium on Soils under No-tillage Systems, December 3-7, Antananarivo, Madagascar [Communication invitée].
- [68] Chotte J.L., Assigbetse K., Baudouin E., Blanchart E., Brauman A., **Chapuis-Lardy L.**, Villenave C., 2007. Diversity and abundance of soil organisms : Their functions in soil ecosystem services. *In* International Symposium on Soils under No-tillage Systems, December 3-7, Antananarivo, Madagascar [Communication invitée].
- [69] Brauman A., Baudoin E., Djigal D., Blanchart E., Pika P., **Chapuis-Lardy L.**, *Rabary B.*, Phillipot L. & Villenave C., 2007. Is soil fauna an important driver of the structure and activities of denitrifier communities in tropical soils? *In* EU COST Action 856, Denitrification: a challenge for pure and applied science, March 25-28, Aberdeen, Scotland.
- [70] Dou Z., Toth J.D., **Chapuis-Lardy L.**, Ferguson J. & Ramberg C., 2004. Is there an ideal method for P extraction of dairy feces? *In* Science to Secure Food and the Environment. 2004 ASA-CSSA-

SSSA International Annual Meetings with the Canadian Society of Soil Science, Oct 31 - Nov 4, Seattle, Washington, USA.

- [71] **Chapuis-Lardy L.**, Brossard M. & Staunton S., 2003. Competition of a synthetic phytase with phosphate on soil surface and contribution to enzymatic activity: Adsorption curves and  $^{32}\text{P}$  tool. In 2<sup>nd</sup> International Symposium on Phosphorus Dynamics in the Soil-Plant Continuum, Sept. 21-26, Perth, Australia.
- [72] Brossard M. & **Chapuis-Lardy L.**, 1998. Some recent aspects of phosphorus fertility in highly weathered tropical soils. In 16<sup>e</sup> Congrès Mondial de Science du Sol, 20-26 Août, Montpellier, France.
- [73] **Chapuis L.**, Brossard M., Lavelle P. & Schouller E., 1996. Organic and inorganic phosphorus transformations in a ferralsol ingested by a geophagous earthworm. In IV International Symposium on Plant-Soil Interactions at Low pH, march 17-24, Belo-Horizonte, Brazil.
- [74] Lavelle P., Barros M.E., Blanchart E., **Chapuis L.**, Chauvel A., Duboisset A., Lorangé G., Neves A., Pashanai B. & Rossi J.P., 1996. Diversity of fauna and soil processes at different scales. In XII Latino-american Congress of Soil Science "Solo Suelo", August 4-8, Águas de Lindóia, Brazil.

### 5.5.2. Posters

- [75] Dick R.P., *Diédhiou I., Dossa E., Kizito F., Chapuis-Lardy L., Ndour Badiane Y., Debenport S.J., McSpadden Gardener B.B., Assigbetse K.B., Bright M., Schreiner P., Founoune Mboup H., Bayala R., Diallo N.H.*, 2015. Optimizing rhizosphere microbiology and hydrology of shrub-intercropping for buffering climate change in the Sahel. 3rd Global Science Conference Climate Smart Agriculture 2015, March 16-18, Montpellier, France.
- [76] *Diakhaté S., Founoune Mboup H., Ndour Badiane Y., Chapuis-Lardy L., Dick R.P.*, 2015. Native shrub management on soil nematofauna: optimization and adaptation to climate change of Sahelian agroecosystems. 3rd Global Science Conference Climate Smart Agriculture 2015, March 16-18, Montpellier, France.
- [77] Masse D., Ndour-Badiane N.Y., Hien E., Akpo L.E., Diatta S., Bilgo A., Hien V., Diédhiou I., Ndiaye-Cissé M.F., Tall Diouf L., Ndienor M., Founoune Mboup H., Feder F., Médoc J.-M., **Chapuis-Lardy L.**, Assigbetsé K., Cournac L., 2015. Ecological intensification for a climate smart agriculture: applications from Senegal and Burkina Faso. 3rd Global Science Conference Climate Smart Agriculture 2015, March 16-18, Montpellier, France.
- [78] *Debenport S., Bayala R., Assigbetsé K., Chapuis-Lardy L., Dick R. P., McSpadden Gardener B.B.*, 2014. Investigating the soil microbiome of two native shrubs with plant growth promoting activity in an intercropping system with millet in Senegal. American Phytopathological Society & Canadian Phytopathological Society joint Meeting, 9-13 August, Minneapolis, Minnesota, USA.
- [79] *Rabetokotany-Rarivoson N., Thuriès L., Chapuis-Lardy L., Rabenarivo M., Rajonshon L., Razafimbelo T.*, 2013. Nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) emissions of soils amended with exogenous organic matter (EOM) from agricultural and urban activities in tropical areas. RAMIRAN 2013: Recycling of organic residues for agriculture: from waste management to ecosystem services, 3-5 June, Versailles, France.
- [80] *Badji A., Diallo N.H., Assigbetse K., N'Dienor M., Toucet J., Chevallier T., Chapuis-Lardy L.*, 2012. Effet de l'apport de biochar sur les émissions de  $\text{CO}_2$  et de  $\text{N}_2\text{O}$  de deux sols maraichers du Sénégal. 11<sup>e</sup> Journées d'Etude du Sol, « le sol face aux changements globaux », 19-23 mars, Versailles, France.
- [81] *Sall S., Gueye A., Masse D., Assigbetse K., Ndour Y., Bernoux M., Chapuis-Lardy L.*, 2011. Vulnérabilité des sols et de leurs services écosystémiques face aux changements climatiques : effet d'un stress hydrique sur les activités microbiennes des sols. Atelier final du programme Ripiecsa, 14-18 octobre, Cotonou, Bénin.

- [82] Bernard L., **Chapuis-Lardy L.**, *Razafimbelo T.*, Pablo A.L., Legname E., Brùls T., Brauman A., Chotte J.L. and Blanchart E., 2010. Effect of earthworms on Priming effect via the composition of microbial communities involved. *In ISME13 -13<sup>th</sup> International Symposium on Microbial Ecology*, August 22-27, Seattle, Washington.
- [83] MBoup M., Assigbetse K., *Sall S.*, Dieng A.L., Sané M.M., Diouf M., Sagna M.L., Faye O., *Guèye F.*, Guèye M., Diop A., Gassama P., Ba A.O., *Djigal D.*, *N'Dour Y.*, **Chapuis-Lardy L.**, Masse D., 2010. La démarche Qualité comme outil d'organisation dans un laboratoire de recherche: Cas du LEMSAT. *In Journées Régionales de l'IRD*, May 11-12, Dakar, Sénégal.
- [84] Fonteneau H., *Falinirina V.*, Metay A., *Rafolisy T.*, Chotte J.L., **Chapuis-Lardy L.**, Masse D., 2008. Potential of organic products from the peri-urban area of Antananarivo (Madagascar) for crop production in a low fertility soil. *In EUROSOIL 2008: Soil - Society – Environment*, August 25-29, Vienna, Austria.
- [85] *Razafimbelo T. M.*, Albrecht A., *Rakotondrasolo F. N.*, *Rakotoarinivo C.*, Bernoux M., **Chapuis-Lardy L.**, Chevalier T., Grinand C., Feller C., *Rabeharisoa L.*, 2008. Soil organic matter storage in tropical soils under no-tillage systems (Madagascar). *In EUROSOIL 2008: Soil - Society – Environment*, August 25-29, Vienna, Austria.
- [86] *Rabenarivo M.*, *Andriamiamantraferana J.*, Michellon R., *Moussa N.*, Brauman A., **Chapuis-Lardy L.**, 2007. N<sub>2</sub>O fluxes from a Malagasy clayey oxisol cultivated on DMC or conventional tillage. *In International Symposium on Soils under No-tillage Systems*, December 3-7, Antananarivo, Madagascar.
- [87] Brauman A., Baudoin E., **Chapuis-Lardy L.**, Fromin N., Cheneby, D., Philippot L., *Rabary B.*, 2007. At what extend a key microbial functional community (the denitrifiers) could be modified by agricultural practices: the case of direct seeding in Madagascar. *In RHIZOSPHERE 2 - Second International Rhizosphere Conference*, August 26-31, Montpellier, France.
- [88] *Martinet M.*, **Chapuis-Lardy L.**, Metay A., Douzet J.M., *Rabenarivo M.*, *Razafimbelo T.*, Toucet-Louri J., *Rakotoarisoa J.*, *Rabeharisoa L.*, 2007. Effect of agricultural practices on N<sub>2</sub>O emissions from Malagasy soils. *In International Symposium on Organic Matter Dynamics in Agro-Ecosystems*, July 16-19, INRA-ESIP, Poitiers, France.
- [89] Baudoin E., Philippot L., Chèneby D., **Chapuis-Lardy L.**, Fromin N., Bru D., Brauman A., 2007. Impact of fertilization and direct seeding on activity and abundance of key denitrifier communities in a tropical soil. *In EU COST Action 856. Denitrification: a challenge for pure and applied science*, March 25-28, Aberdeen, Scotland.
- [90] *Herr C.*, **Chapuis-Lardy L.**, Dassonville N., Vanderhoeven S. & Meerts P., 2006. Effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on seasonal variation in soil phosphorus pools and fluxes *In 4<sup>th</sup> International Conference on Biological Invasions NEOBIOTA - From Ecology to Conservation*, September 27-29, Vienne, Austria.
- [91] **Chapuis-Lardy L.**, Vanderhoeven S., Dassonville N., Koutika L.S. & Meerts P., 2004. Effects of the invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus. *In 3<sup>rd</sup> International Conference on Biological Invasions NEOBIOTA - From Ecology to Control*, Sept. 30 –Oct. 1, Bern, Switzerland.
- [92] Vanderhoeven S., Dassonville N., **Chapuis-Lardy L.**, Koutika L.-S., Meerts P., 2004. Impacts of exotic invasive plants on ecosystem function. A case study on 10 species in Belgium. *In 3<sup>rd</sup> International Conference on Biological Invasions NEOBIOTA - From Ecology to Control*, Sept. 30 – Oct. 1, Bern, Switzerland.
- [93] **Chapuis-Lardy L.**, Vanderhoeven S., Dassonville N., Koutika L.S. & Meerts P., 2004. Phosphorus fractions and dynamics in soil under the invasive *Solidago gigantea*. *In International Symposium "Biodiversity: state, stakes and future"*, April 3-7, Louvain-la-Neuve, Belgium.
- [94] **Chapuis-Lardy L.**, Toth., J.D., Fiorini J. & Dou Z., 2004. P in Dairy Feces from Farms: Variability, Solubility, and Affecting Factors., *In Science to Secure Food and the Environment. 2004 ASA-CSSA-*

SSSA International Annual Meetings with the Canadian Society of Soil Science, Oct 31 - November 4, Seattle, Washington.

- [95] Brossard M., **Chapuis-Lardy L.**, Corazza E.J. & Quiquampoix, 2003. Does the clearing of native savannah for pasture change the organic phosphorus status in clayey ferralsols ? *In Organic Phosphorus 2003*, July 13-18, Monte Verita, Ascona, Switzerland.
- [96] **Chapuis-Lardy L.** & Brossard M., 1998. Organic Phosphorus reserve and biochemical stability in oxisols (Cerrados, Brazil). *In 16<sup>e</sup> Congrès Mondial de Science du Sol*, 20-26 Août, Montpellier, France.

## 5.6. Actes de congrès nationaux

### 5.6.1. Communications orales

- [97] Cournac L., Jourdan C., **Chapuis-Lardy L.**, Clermont-Dauphin C., Arnal D., Ndour Y., Bayala R., Diedhiou I., Dione M., Lahmar R., Pouya M., 2014. Interactions arbustes – céréales en Afrique de l'Ouest. Suivi des dynamiques racinaires de *Piliostigma reticulatum* et *Guiera senegalensis* en association avec des céréales (Sénégal, Burkina Faso). *In Atelier SAFSE*, 26-27 Juin, Montpellier.
- [98] Rabenarivo M., **Chapuis-Lardy L.**, Brunet D., Chotte J.L., Rabeharisoa L., Barthès B., 2010. Comparing near and mid-infrared reflectance spectroscopy for the determination of organic and biological properties in the Malagasy soils, using global or LOCAL calibration. *In 10<sup>e</sup> Rencontres HélioSpir*, Applications de la spectrométrie infrarouge en science du sol, 24 Sept., Montpellier.
- [99] Brauman A., Philippot L., Djigal D., Gueye M., Rabary B., Assigbetse K., **Chapuis-Lardy L.**, Villenave C., Blanchart E., 2009. La faune du sol tropicale, un facteur de régulation des communautés bactériennes liées aux émissions de gaz à effet de serre. *In 4<sup>e</sup> Colloque d'Ecologie Microbienne*, 30 Août - 2 Septembre, Lyon.
- [100] Rafolisy T., Rabeharisoa L., Falinirina V., Ramahefalarison H., Masse D., **Chapuis-Lardy L.**, 2008. Amélioration de la productivité des sols cultivés : fertilisation et amendement organiques des sols ferrallitiques. *In Forum de la Recherche*, 3-5 décembre, Antsiranana, Madagascar.
- [101] Brauman A., Baudoin E., Diouf M., Pablo A.L., Blanchart E., Brunet D., Philippot L., Chèneby D., Fromin N., Lensi R., Rabary B., **Chapuis-Lardy L.**, 2007. Changement d'usage des terres et fonctionnement microbien : le cas du semis direct sous couverture végétale à Madagascar. *In 3<sup>e</sup> Colloque d'Ecologie Microbienne*, 15-18 Octobre, La Grande Motte.
- [102] Dassonville N., Vanderhoeven S., **Chapuis-Lardy L.**, Koutika L.-S., Van Parys V., Hayez M., Meerts P., 2004. L'impact des plantes exotiques envahissantes sur les propriétés du sol. Une étude de cas sur espèces en Belgique. *In Journées Nationales de l'Etude des Sols*, 26-28 octobre, Bordeaux.
- [103] **Chapuis-Lardy L.**, 2004. Effects of *Prunus serotina* on soil phosphorus dynamics. *In 1<sup>st</sup> Prunus serotina* contact group meeting, February 27, Brussels, Belgium.
- [104] Brossard M., Lopes Assad M.L., **Chapuis L.**, Barcellos A.O., 1996. Estoques de carbono em solos sob diferentes fitofisionomias de cerrados. *In 3<sup>o</sup> Congresso de Ecologia do Brasil*, 6-11 October, Brasilia, Brazil.

### 5.6.2. Posters

- [105] Debenport S.J., Bayala R., Assigbetse K.B., **Chapuis-Lardy L.**, Dick R.P., McSpadden Gardener B.B., 2014. Identification of bacterial markers associated with increased plant growth in Senegal using high throughput sequencing community analysis. *In 114<sup>th</sup> General Meeting American Society for Microbiology*, 17-20 May, Boston, Massachusetts.

- [106] Brauman A., Le Moal K., **Chapuis-Lardy L.**, Hamelin J., Bernard L., Abadie J., *Randriamanantsoa R.*, Blanchart E., 2010. Comparaison des communautés fonctionnelles microbiennes associées à la faune du sol endémique et exotique de Madagascar. *In* Colloque de Restitution Scientifique du Programme National coordonné ANR EC2CO, 23-25 Novembre, Toulouse.
- [107] Brauman A., Baudoin E., Blanchart E., Cheneby D., *Djigal D.*, Fromin N., Joffre R., **Chapuis-Lardy L.**, Lensi R., Philippot L., Pika P., *Rabary B.*, Ratnadass A., Villenave C., 2005. Programme ECCO-PNBC MUTEN: Modes d'utilisation des terres et flux de N<sub>2</sub>O. Caractérisation des déterminants du fonctionnement des communautés dénitrifiantes. *In* Colloque de Restitution Scientifique du Programme National coordonné ANR ECCO, 5-7 décembre 2005, Toulouse.
- [108] **Chapuis-Lardy L.**, Vanderhoeven S., Dassonville N., Koutika L.S. & Meerts P., 2004. Impacts de *Solidago gigantea*, plante exotique envahissante, sur le phosphore du sol. *In* Journées Nationales de l'Etudes des Sols, Bordeaux.
- [109] **Chapuis-Lardy L.**, Dou Z. & Toth J.D., 2003. Phosphorus and calcium in dairy feces. *In* 2003 ASA-CSSA-SSSA Annual Meetings, November 2-6, Denver, Colorado.
- [110] Toth J.D., Dou Z., Ferguson J.D. & **Chapuis-Lardy L.**, 2003. Selecting and growing low potassium forages for dry cows. *In* 2003 ASA-CSSA-SSSA Annual Meetings, November 2-6, Denver, Colorado.
- [111] **Chapuis-Lardy L.**, 2002. La Macrofaune des sols dans les Ghâts Occidentaux (Inde du Sud). *In* 7<sup>e</sup> Journées Nationales pour l'Etude des Sols, AFES, 22-24 Octobre 2002, Orléans.

## 5.7. Vulgarisation / littérature grise

- Bernoux M., Brossard M., Chotte J.L., Albrecht A., Chevallier T., **Chapuis-Lardy L.**, 2015. « 4 pour mille » et développement. *Fiche IRD Recto-Verso*
- Lahmar R. & **Chapuis-Lardy L.**, 2015. Conserver des arbustes natifs à usages multiples dans les champs cultivés. *In* Masse D., Chotte J.-L. & Scopel E. (Coord.), L'ingénierie écologique pour une agriculture durable dans les zones arides et semi-arides d'Afrique de l'Ouest. *Les dossiers thématiques du CSFD*, n°11. Comité Scientifique Français de la Désertification CSFD / Agropolis International, Montpellier, pp. 19-21.
- **Chapuis-Lardy L.**, 2014. Les organismes du sol, utiles ou futiles ? Conférence Grand-Public *Les Journées des Sols*, 9-11 décembre, Université de la Guyane, Cayenne, Guyane Française.
- **Chapuis-Lardy L.**, 2012. Do you speak Microtrop ? *Sciences au Sud* 67.
- **Chapuis-Lardy L.**, Rakotoarisoa, J. & Razafimbelo T., 2010. Emissions d'oxyde nitreux en fonction des modes de gestion du couvert dans les agro-écosystèmes de Madagascar. *In* Les dossiers d'Agropolis International No. 12, Agronomie- Plantes cultivées et systèmes de culture, p. 34.
- Brauman A. & **Chapuis-Lardy L.**, 2009. Microbial activity and nitrogen cycle in soils. *In* Les dossiers d'Agropolis International No. 8, Soil – Earth's living skin, p. 34.
- **Chapuis-Lardy L.** & Bernoux M., 2006. Les sols comme puits d'oxyde nitreux. *Sciences au Sud* 37.

## 5.8. Mémoires & rapports

- **Chapuis-Lardy L.**, 1997. Réserves et formes du phosphore de sols ferrallitiques sous végétation naturelle de Cerrados et sous pâturages (Brésil). Stabilité du phosphore organique". Thèse Doctorat, Université Paris VI.
- Chapuis L., 1994. Transformations du phosphore d'un sol ferrallitique par un ver géophage *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta). Mémoire DEA, Nancy I, CPB/CNRS, Vandœuvre-lès-Nancy.

# Synthèse des travaux de recherche

« Une réponse c'est forcément le chemin qu'on a déjà parcouru.  
Seules les questions peuvent montrer le chemin qu'il reste à faire »

Jostein Gaarder (1952-...), écrivain et philosophe Norvégien  
*Le Petit Frère Tombé Du Ciel*, Edition Seuil, 1997



# 1. Contexte et objectif

## Sécurité Alimentaire et Changement Climatique

*Les questions qui se posent aujourd'hui pour les pays du Sud dans le contexte de la sécurité alimentaire et celui des changements climatiques doivent être traitées simultanément et de façon cohérente.*

La population mondiale est en pleine expansion, notamment dans les pays du sud ; elle devrait atteindre 9,6 milliards de personnes d'ici 2050 (UN-DESA, 2013). Pour faire face à cette demande croissante, La FAO estime qu'il sera nécessaire d'accroître la production vivrière totale d'environ 70 %, mais surtout la production des pays du Sud devra pratiquement doubler (FAO, 2012). Cependant dans une grande partie du monde, la production agricole et alimentaire reste limitée par de nombreux facteurs environnementaux (e.g., climat, nature des sols) et socio-économiques (e.g., conditions de ressources, accessibilité aux engrais). Par ailleurs, comme l'indique le cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), la hausse des températures et la fréquence accrue des phénomènes météorologiques extrêmes auront des répercussions directes et négatives sur la productivité agricole, notamment pour les pays les plus vulnérables. L'agriculture est un des secteurs les plus sensibles aux conséquences des changements et variations climatiques, mais elle est aussi à l'origine d'une part importante des émissions globales de gaz à effet de serre (GES) responsable de ces changements (IPCC, 2007).

L'optimisation de la production agricole a longtemps été le seul but de la recherche agricole, notamment dans les pays du sud où, alors que la demande en aliments et en matières premières augmente rapidement, les sols sont pauvres en éléments nutritifs (notamment en phosphore), et souvent dégradés. La nécessité d'un changement de paradigme est maintenant pleinement acquise. L'objectif premier reste l'augmentation des rendements mais cette intensification doit reposer sur de nouvelles bases plus économes en intrants et moins nocives pour l'environnement, et elle doit répondre aux contraintes locales (climat, sociétés). Le challenge depuis plusieurs décennies est bien de « produire plus avec moins » (FAO, 2012) - moins d'intrants, moins d'eau - et de maximiser, par des pratiques appropriées, les capacités d'adaptation aux changements climatiques et d'atténuation (Encadré 2) des émissions de gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O) offertes par le secteur agricole (e.g., IPCC, 2007, 2013 ; Lal, 2008 ; Smith et al., 2008 ; Pellerin et al., 2013), notamment par les sols dans les pays du Sud (Bationo et al., 2015).

### **Encadré 2. La séquestration du carbone - Réduire les sources, augmenter les puits**

La séquestration du carbone (C) dans un agrosystème réfère au bilan complet (exprimés en C-CO<sub>2</sub> équivalents) des flux de GES (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O ; gaz dont le potentiel de réchauffement global (PRG) sur 100 ans est respectivement de 1, 25 et 298 ; IPCC, 2007). Ainsi la notion de séquestration du carbone dans le système sol-plante prend en compte, pour une période de temps et un espace donnés, à la fois le stockage de C (d'origine atmosphérique) dans le sol et les flux nets de CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O émis à l'interface sol-atmosphère (Bernoux et al., 2005).

## Intensification Ecologique, Agro-Ecologie, Climate Smart Agriculture

*Ces approches reposent sur l'utilisation des processus écologiques et la valorisation de la biodiversité et cherchent à utiliser les services rendus par l'écosystème.*

L'intensification écologique correspond à une conception d'une agriculture productive et durable, plus économe en intrants et moins nocive pour l'environnement. Cette stratégie d'ingénierie écologique (Mitsch & Jørgensen, 2003 ; Odum & Odum, 2003) se décline en agronomie comme étant l'application des concepts et principes écologiques à la compréhension, la conception et à la gestion durable des agroécosystèmes (e.g. Altieri, 1989, 1995 ; Gliessman, 1997, 2007). Cette démarche s'appuie sur des recherches en écologie appliquée aux systèmes cultivés intégrant leur complexité dans toutes les dimensions spatio-temporelles, et s'appuyant sur l'expérience et les savoirs paysans (**Masse et al, 2013 [6]**). En tant qu'ensemble disciplinaire, l'agroécologie vise à définir les principes de base écologiques pour l'étude, l'élaboration et la gestion d'agro-écosystèmes productifs, respectueux de l'environnement et des traditions culturelles, à la fois justes sur le plan social et viables au plan économique (Altieri, 1995, 2002 ; Wezel et al., 2009 ; Doré et al., 2011; Tomich et al., 2011 ; Malézieux et al., 2009, Malézieux, 2012). L'agroécologie peut également être considérée comme un cadre d'action proposant un ensemble de pratiques pour une agriculture plus respectueuse de l'environnement et des ressources naturelles. Ainsi, De Schutter (2011) parle de « la recherche des moyens d'améliorer les performances environnementales et techniques des systèmes agricoles en imitant les processus naturels, créant ainsi des interactions et synergies biologiques bénéfiques entre les composantes de l'agroécosystème ». Sans entrer dans un débat qui se voudrait épistémologique ou sémantique, et que je laisse à mes collègues agronomes, disons pour faire simple que, bien que les définitions et les points de vue varient, ces approches de l'agriculture sont relativement voisines. Elles offrent les moyens d'aller vers une agriculture que l'on qualifie parfois aujourd'hui comme « climato-intelligente » ou « intelligente face au climat » (CCAFS - UNFAO, 2014). Les objectifs sont 1/ d'optimiser la productivité agricole sur la base de concepts écologiques, et d'améliorer le revenu des agriculteurs ; 2/ de renforcer leur capacité de résilience face à la variabilité du climat et des marchés ; 3/ de maximiser d'autres services écologiques susceptibles d'être fournis par les sols.

### Une démarche centrée sur les processus écologiques...

*Les activités des organismes du sol, leur interaction entre eux et avec leur environnement déterminent le fonctionnement biologique du sol et, in fine, sa capacité à fournir des services écosystémiques*

Dans ce contexte général, mes recherches se sont principalement inscrites dans l'étude des processus écologiques vis-à-vis d'un certain nombre de fonctions agronomiques et environnementales. Kibblewhite et al. (2008) définit 4 grands ensembles de fonctions, impliquant les organismes du sol, comme étant à la base de tous les services écosystémiques fournis par les sols – notamment ceux qui m'intéressent, les services de support et de régulation (MEA, 2005). Je me suis plus particulièrement intéressée aux processus écologiques impliqués dans le recyclage des nutriments (phosphore et azote) et les transformations de la matière organique (Figure 1).

L'objectif central de mes travaux est d'analyser et de comprendre les interactions biologiques, leurs facteurs de contrôle (biotiques ou abiotiques, à différentes échelles spatiales et temporelles) et les

régulations qui en découlent sur les flux des éléments dans le sol, y compris dans un contexte de changement climatique (Figure 1). Cette question est cruciale tant pour des objectifs de productivité et de durabilité des agrosystèmes [en lien avec la fertilité des sols et plus particulièrement le cycle des nutriments], que pour des objectifs environnementaux [en lien avec la séquestration du carbone (Encadré 2), et plus particulièrement les émissions de  $N_2O$ ]. La démarche s'appuie sur une double approche terrain/mésocosmes dans laquelle un ou plusieurs facteurs pourront varier.

Mon ambition est d'identifier, dans les systèmes cultivés à faibles intrants des Sociétés du Sud, les processus écologiques à même d'être optimisés pour capturer les synergies potentielles ou offrir les meilleurs compromis possibles entre maintien de la productivité agricole, atténuation des émissions de gaz à effet de serre, et moindre vulnérabilité face aux changements climatiques.

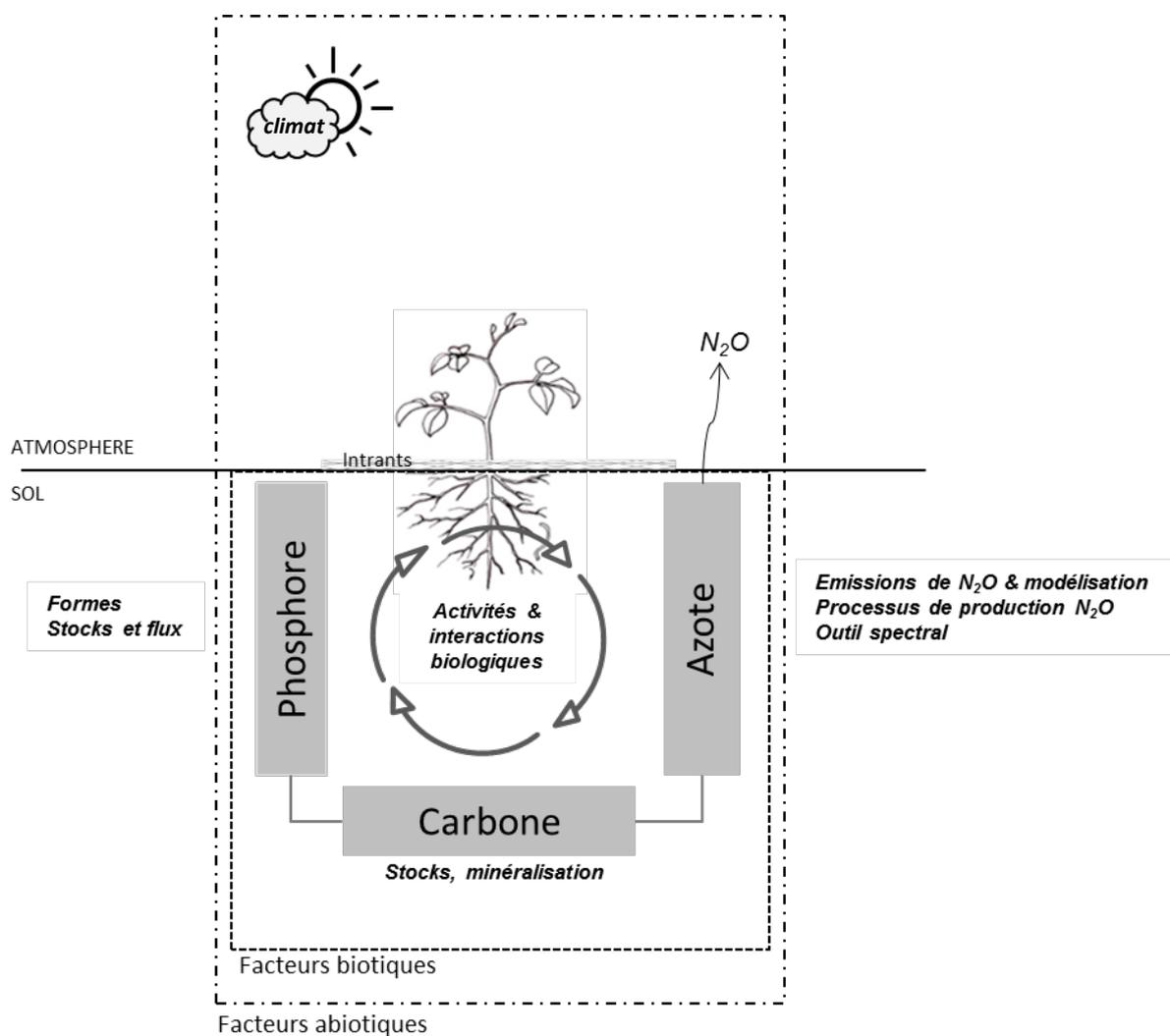


Figure 1. Schéma illustrant le rôle central des processus écologiques dans la dynamique des éléments C-N-P dans le système sol-plante et intégrant la place de mes travaux.

*La première partie de l'exposé de mes activités antérieures s'attache à mes travaux sur le Phosphore, débutés avec le DEA et la thèse puis assujettis aux objectifs des différents postes contractuels que j'ai occupés avant mon recrutement à l'IRD en 2004.*

*Je développe ensuite les grandes lignes de mes travaux réalisés à l'IRD ces 10 dernières années au sein de l'UMR Eco&Sols, dans le cadre de mes affectations, d'abord à Madagascar d'octobre 2005 à septembre 2009, puis au Sénégal jusqu'en 2014. Mes modèles d'étude privilégiés ont été 1/ l'agriculture de conservation (Semis direct sous couverture végétale, SCV) à Madagascar pour mes travaux portant sur le stockage du carbone et les émissions de N<sub>2</sub>O, et 2/ une association culturale d'arbustes sahéliens et de céréales en Afrique de l'Ouest comme modèle agroforestier adapté aux zones sèches. Une partie de mon programme a été menée au travers de travaux étudiants (mémoires ingénieur, masters et thèses), notamment deux thèses, celle de Michel Rabenarivo (2007-2011) à Madagascar et celle de Sidy Diakhaté au Sénégal (2011 - 2014).*

## 2. Processus écologiques et fertilité des sols - *La disponibilité du Phosphore*

Le phosphore (P) est un élément indispensable à tous les organismes vivants. Il est présent dans le sol sous différentes formes (Figure 2 ; Frossard et al., 2011). Les processus régulant le cycle du P dans le système sol-plante sont multiples, à la fois abiotiques et biotiques, rapides ou plus lents (Figure 2).

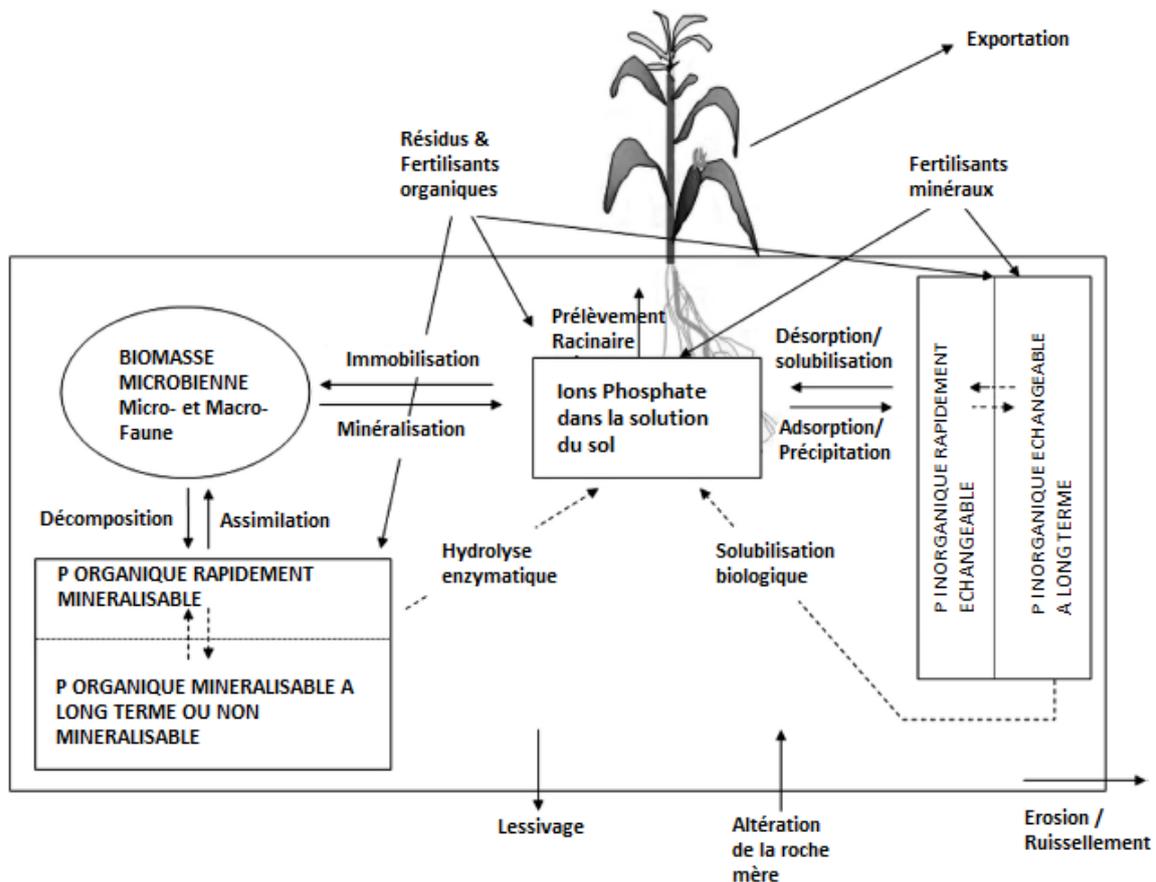


Figure 2. Le cycle du phosphore dans un système cultivé (d'après Frossard et al., 2011)

En zone intertropicale, la production agricole est souvent limitée par un manque d'ions phosphate ( $H_3PO_4$ ,  $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$ , and  $PO_4^{3-}$ ) dans la solution du sol, compartiment accessible pour les plantes. Ce compartiment peut ne représenter qu'une infime fraction de la teneur totale en P (de l'ordre du centième ou du millième ; Frossard et al., 1995). Les ions phosphate sont en effet retenus par un phénomène d'adsorption, notamment sur les diverses formes plus ou moins cristallisées de fer et d'aluminium abondantes dans les sols tropicaux fortement altérés.

## 2.1. Le rôle des vers de terre dans la disponibilité du P en sol tropical

J'ai mené mes premiers travaux en 1994 sur les formes et la dynamique du phosphore dans les sols tropicaux, dans le cadre de mon stage de DEA (Géosciences – mention Pédologie), sous la direction de M. Brossard, pédologue à l'ORSTOM au Centre de Pédologie Biologique (CPB) du CNRS (Vandœuvre-lès-Nancy).

Entre les années 70 et 90, quelques travaux montraient que les déjections des organismes invertébrés du sol pouvaient contenir plus de phosphore « assimilable » que le sol environnant (non-ingéré) (synthèse dans **Chapuis et al., 2011 [40]**). Le phosphore dit « assimilable » regroupe, dans ces études, toute forme phosphatée extractible par l'eau ou par des solutions acides diluées permettant notamment une désorption des ions phosphate liés à l'aluminium ou au calcium. Aidés par les récents développements méthodologiques en isotopie appliquée au P dans les sols (Fardeau, 1981 ; Salcedo et al, 1991 ; Fardeau et al., 1991), Lopez-Hernandez et al. démontraient en 1993 que l'ingestion de sol par un ver de terre géophage très répandu dans les sols tropicaux (*Pontoscolex corethrus*, *Glossoscolecidae*, *Oligocheta*) permettait d'augmenter les teneurs en P dans la solution du sol et dans le compartiment de P inorganique rapidement échangeable.

Dans ce contexte, lors de mon DEA (1994), je me suis concentrée sur le rôle des organismes vivants sur la disponibilité en phosphore. J'avais mis en élevage en conditions contrôlées le ver de terre *Pontoscolex corethrus* dans un sol ferrugineux péruvien possédant un pouvoir fixateur élevé vis-à-vis des ions phosphate. Mon étude reposait, comme celle de Lopez-Hernandez et al. (1993), sur l'emploi du traçage isotopique ( $^{32}\text{P}$  ; Fardeau et al., 1991 ; encadré 3) et sur l'analyse de la dilution isotopique selon le modèle multicompartmental proposé par Fardeau (1993). Ce modèle permet de répartir les ions phosphate au sein de compartiments définis par le temps nécessaire à leur échange entre la phase solide et la phase liquide.

### Encadré 3. Outil $^{32}\text{P}$ et cinétiques d'échanges isotopiques

La méthode proposée par Jean-Claude Fardeau (1981) consiste à introduire dans une suspension de sol à l'état stationnaire une quantité infime (R) d'ions phosphate radioactifs (isotope phosphore 32) puis à analyser leur cinétique d'échange entre la phase solide et la solution (Fardeau, 1993) en déterminant la radioactivité restant en solution (r) à un instant t donné. L'état stationnaire de la suspension de sol dans l'eau (poids/volume 1/10) après 16h d'agitation correspond à l'état dans lequel la valeur de la concentration d'ions phosphate en solution (notée  $C_p$ ) reste constante (Fardeau et al., 1991), les flux inverses, de la phase liquide vers la phase solide (phénomènes d'adsorption) et de la phase solide vers la phase liquide (phénomènes de désorption) étant égaux. Le principe de dilution isotopique considère que la composition isotopique des ions phosphate mesurée après addition et échange du traceur  $^{32}\text{P}$  est la même que celle des ions phosphate en solution.

Ainsi la quantité d'ions phosphate échangeables (E) regroupe les ions phosphate en solution et ceux liés à la phase solide ayant la même mobilité que les ions en solution, et donc susceptibles de participer aux équilibres sol-solution :

$$E = \frac{Q_w}{r/R} \quad (1)$$

où  $Q_w$  est la quantité d'ions phosphate en solution (obtenue en multipliant la concentration  $C_p$  par le rapport poids-volume de la suspension de sol), et  $r/R$  est le rapport de la dilution isotopique en solution défini comme la quantité de radioactivité r restant en solution à un instant t divisée par la radioactivité introduite R ; ces deux entités étant mesurées simultanément et dans les mêmes conditions afin de prendre en considération la décroissance radioactive et une éventuelle extinction de la fluorescence (« quenching »).

Mes travaux de DEA ont confirmé l'effet du ver de terre géophage *P. corethrus* sur les teneurs en phosphate dans la solution du sol et dans le compartiment rapidement échangeable (< 1 minute) entre la phase solide et la solution du sol (Chapuis & Brossard, 1995 [32] ; Barois et al., 1999 [45]). Mes observations ont été confirmées quelques années plus tard pour d'autres sols au pouvoir fixateur également élevé vis-à-vis des ions phosphate (sols ferrallitiques, Madagascar ; Chapuis-Lardy et al., 2009a [15]). L'ingestion du sol par le ver géophage *Pontoscolex corethrus* permet d'augmenter l'aptitude des ions phosphate liés à la phase solide à s'échanger rapidement avec ceux de la solution du sol (Figure 3 ; Chapuis-Lardy et al., 2009a [15]).

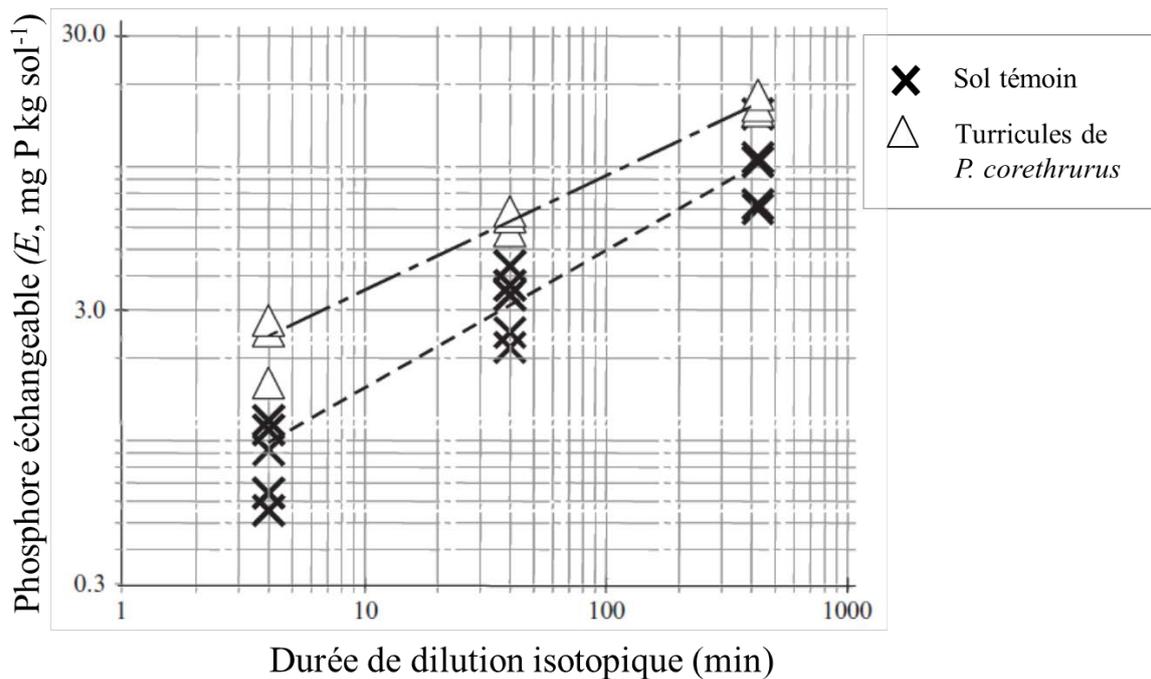


Figure 3 : Cinétique d'échange isotopique des ions phosphate échangeables ( $E$ ) entre la phase solide et la phase aqueuse du sol d'Andranomanelatra et des turricules produits par le ver de terre géophage *P. corethrus* après ingestion de ce sol (modifié d'après Chapuis-Lardy et al., 2009a [15]). La représentation en double échelles  $\log_{10}$  permet de bien différencier et visualiser toutes les observations.

Les hypothèses avancées pour expliquer ces changements dans la disponibilité des ions phosphate se sont orientées vers 1) un pH plus élevé (favorisant la désorption des ions phosphate ; Goldberg & Sposito, 1984) lors du tractus intestinal (Barois & Lavelle, 1986), 2) des phénomènes de compétition pour les sites d'adsorption entre les ions phosphate et les ions carboxyle dérivés du mucus sécrété par le ver de terre dans son intestin (López-Hernández et al., 1993), et/ou 3) une augmentation du taux de minéralisation du phosphore organique par les microorganismes du sol ingéré (López-Hernández et al., 1993) et la production d'ions phosphate alimentant un compartiment rapidement mobilisable. En outre, mes travaux de DEA ont permis de montrer que *P. corethrus* ingère de façon sélective les particules fines du sol et contribue ainsi à augmenter les teneurs en phosphore dans les turricules excrétés (Chapuis-Lardy et al., 1997 [47] ; Chapuis-Lardy et al., 1998 [31]). Les microorganismes du sol ingéré sont stimulés par des conditions micro-environnementales favorables dans l'intestin du ver de terre (carbone soluble issu du mucus, conditions de température et d'humidité

plus élevées ; Sharpley & Syers, 1976 ; James, 1991 ; López-Hernández et al., 1993), et la minéralisation du phosphore organique, mesurée au travers de l'activité phosphatique des micro-organismes, est plus intense dans les déjections fraîchement excrétées (**Chapuis & Brossard, 1995 [32]**). Par ailleurs, plus récemment, les travaux réalisées en collaboration avec les collègues de l'UMR Eco&Sols (L. Bernard, E. Blanchart) ont permis de montrer que *Pontoscolex corethrurus* était à même par la sécrétion de mucus lors de son tractus intestinal de stimuler les populations microbiennes à stratégie de croissance rapide (type *r*), notamment les Flavobacteriaceae (phylum Bacteroidetes) et Paenibacillaceae (phylum Firmicutes) connus pour leur capacité à dégrader des formes complexes de matières organiques, contribuant ainsi à une augmentation de la minéralisation de P organique pour un sol à haut pouvoir fixateur vis-à-vis des ions phosphate (**Bernard et al., 2012 [9]**). Bien que cela demande à être vérifié, cette stratégie pourrait être liée aux besoins en phosphore des microorganismes non comblé par les concentrations de P limitées dans la solution du sol.

Dans un chapitre d'ouvrage publié en 2011, basé sur nos travaux et complété par une revue de la littérature, nous avons fait un point sur les avancées et tenter d'identifier les verrous restants à lever (**Chapuis-Lardy et al, 2011 [40]**). L'effet des vers de terre, ou plus généralement des organismes de la macrofaune, sur le cycle du phosphore dans le système sol-plante diffère en fonction de leurs groupes fonctionnels (notamment le régime alimentaire) ; les travaux à développer doivent mieux considérer les assemblages, pour passer de l'échelle de l'individu à celle de la communauté, et mieux comprendre comment les interactions entre espèces ou groupes fonctionnels influent sur la fourniture d'ions phosphate. Les teneurs en phosphore sont en général plus élevées dans les structures biogéniques que dans le sol environnant. L'action des organismes de la macrofaune conduit à une meilleure disponibilité en phosphore pour les plantes soit par une stimulation de l'échange des ions phosphate de la phase solide vers la solution du sol soit au travers de la minéralisation du phosphore organique (**Chapuis-Lardy et al., 2011 [40]**). Aux regards des résultats obtenus en mésocosmes, il conviendrait de vérifier en priorité l'effet de ces transformations à l'échelle du profil de sol et de la parcelle, notamment pour les sols tropicaux dont les teneurs en ions phosphate dans la solution du sol limitent la croissance des plantes cultivées (**Chapuis-Lardy et al., 2009a [15], 2011 [40]**).

## 2.2. L'importance de la fraction organique

Lors de mes travaux de DEA, le phosphore organique est donc apparu comme étant une source potentielle d'ions phosphate non-négligeable pour la fertilité des sols tropicaux, et sous l'influence des organismes du sol (**Chapuis & Brossard, 1995 [32]** ; **Chapuis-Lardy et al., 1998 [31]**). Depuis, d'autres études ont mis plus largement en évidence la relation entre le compartiment organique des sols tropicaux et la quantité d'ions phosphate à disposition des plantes, notamment dans les systèmes à faibles intrants inorganiques (Sinaj et al., 2001 ; Palm et al., 2001). En 1995, un projet de recherche IRD-UnB-CNPq<sup>1</sup> cherchait à mieux caractériser le fonctionnement des ferralsols du centre du Brésil. Les systèmes de savane des Cerrados et leurs transformations en pâturages cultivés (encadré 4) offraient un cadre adéquat au développement d'une analyse plus poussée du phosphore

---

<sup>1</sup> IRD : Institut de recherche pour le Développement (France) ; UnB : Université de Brasilia (Brésil) ; CNPq : Conseil National de Développement Scientifique et Technologique (Brésil)

organique et de son rôle dans la fertilité phosphatée, analyse que j'ai entreprise lors de mon doctorat (1994-97).

#### Encadré 4. La région des Cerrados

Les cerrados constituent en superficie le 2<sup>e</sup> biome Brésilien après la forêt amazonienne, recouvrant un peu plus de 2 060 000 km<sup>2</sup> sur le plateau central du Brésil, soit environ 24% du territoire national. Cette savane tropicale présente des formations végétales variées, comprenant des formations forestières, des savanes arborées et des savanes herbacées (Ribeiro & Walter, 1998). L'occurrence d'une physionomie n'est pas uniquement induite par la pluviosité et les feux, comme cela peut être le cas pour les savanes Africaines (e.g., Eiten & Sambuichi, 1996), elle est déterminée par des facteurs édaphiques, notamment la qualité du drainage et le taux de saturation en bases des horizons superficiels du sol (Balbino et al., 2002).

L'expansion agricole dans la région a débuté dans les années 1960s. Les pâturages cultivés, avec des espèces végétales fourragères d'origine africaine (*Brachiaria* spp. principalement) dominant, couvrant aujourd'hui 54 millions ha (Sano et al., 2010). La majorité des systèmes sont cependant dégradés et accusent une baisse de productivité (Oliveira et al., 2004).

Le phosphore des sols de cette région est considéré comme un des éléments limitant la production végétale. Les ferralsols, sablo-argileux ou argileux selon la nature de la roche mère, couvrent 48,8% de la superficie de la région (Adámoli et al., 1986) ; ils sont en général acides et désaturés avec une large proportion d'aluminium échangeable. La fraction minérale se compose essentiellement de quartz, de kaolinite, d'hématite, de goethite et de gibbsite dont l'importance respective est fonction de la roche-mère et de la topographie (e.g., Macedo & Bryant, 1987). La présence d'oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium confèrent aux sols un haut pouvoir fixateur vis-à-vis des ions phosphate et la concentration d'ions phosphate en solution est généralement très limitée (Lopes & Cox, 1977).

Mes travaux de thèse ont permis d'apporter des données nouvelles sur les quantités et la nature du phosphore de ces sols (Chapuis-Lardy et al., 2001 [30]) ainsi que sur sa dynamique (Chapuis-Lardy et al., 2002 [29], 2003 [71]). Pour cette étude, cinq faciès de végétation naturelle ont été sélectionnés, au sein d'une réserve écologique située à 20 km au Sud de Brasilia, selon un gradient décroissant en terme de densité d'arbres : forêt-galerie et savane arborée (*cerradão*), savane typique (*cerrado, sensu stricto*), savane arbustive (*campo sujo*), prairie naturelle (*campo limpo*). Par ailleurs, quatre pâturages (*Brachiaria brizantha*) cultivés depuis 3, 4, 5 et 12 ans, ainsi qu'une savane naturelle occasionnellement pâturée, ont été sélectionnées dans un dispositif expérimental appartenant à l'Embrapa-Cerrados. Les sols ont été prélevés dans ces systèmes jusqu'à une profondeur de 2 m.

Plus de 50% des réserves en phosphore se trouve dans le premier mètre de sol où le phosphore organique représente 25 à 49% du P total (Chapuis-Lardy et al., 2002 [29]). Les teneurs en phosphore (total et organique) sont par ailleurs fortement corrélées avec les teneurs en carbone, notamment pour la couche de sol superficielle 0-50 cm (Figure 4 ; Brossard et al., 1997 [46]; Chapuis-Lardy et al., 2002 [29]).

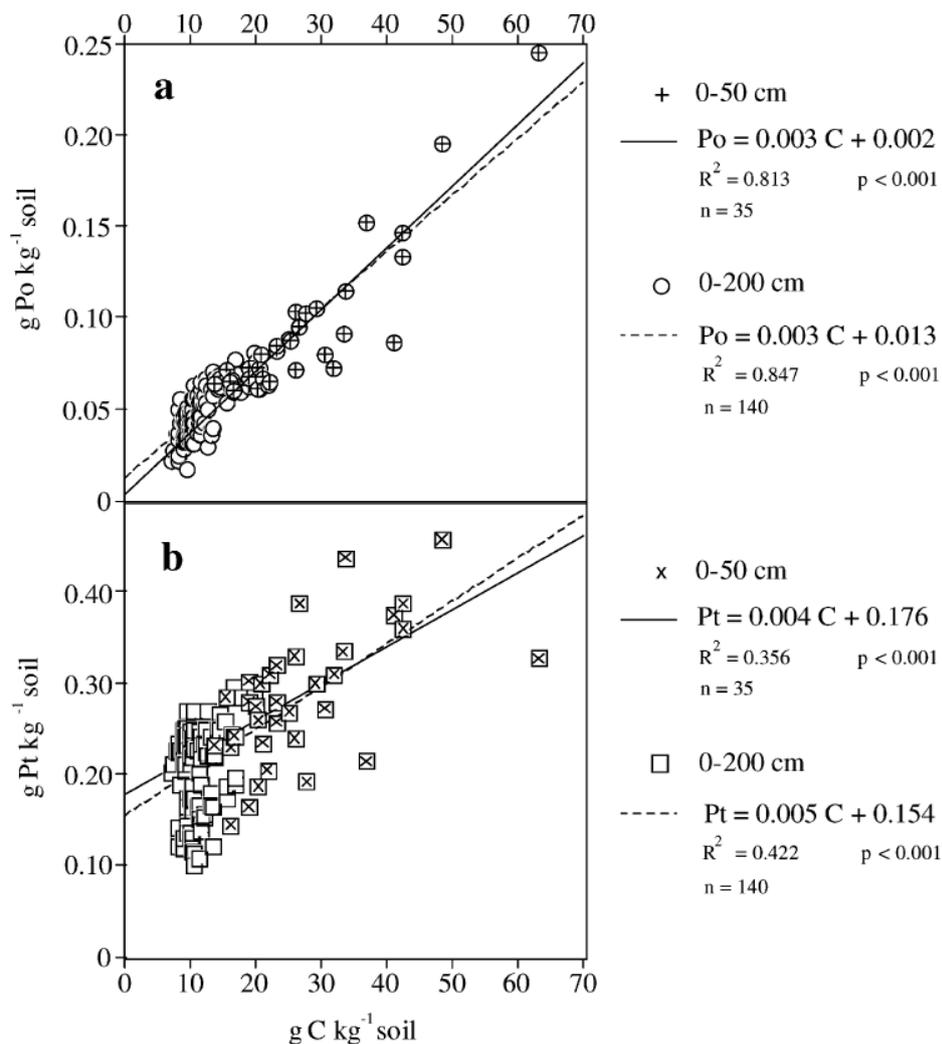


Figure 4. Relations entre les teneurs en carbone et en phosphore organique (a) ou total (b) des couches de sol 0-50 et 0-200 cm sous différentes formations végétales naturelles et sous pâturages cultivés (*Brachiaria brizantha*) dans la région des Cerrados (Brésil) (Chapuis-Lardy et al., 2002 [29])

La disponibilité du phosphore organique est classiquement caractérisée par un fractionnement chimique qui permet de différencier les formes solubles, les formes liées au fer ou à l'aluminium, ou encore au calcium, et les formes occluses plus stables (Hedley et al, 1982 ; Tiessen & Moir, 1993). Un extrait alcalin permet ainsi d'obtenir une fraction du phosphore organique réputée pour être potentiellement minéralisable à moyen terme (Hedley et al, 1982). En collaboration avec H. Quiquampoix (INRA), nous avons développé une caractérisation s'appuyant sur l'utilisation de la résonance magnétique nucléaire <sup>31</sup>P appliquée aux extraits alcalins. Cette nouvelle approche méthodologique a permis l'identification et la quantification des formes de phosphore dans cette fraction biodisponible (Figure 5).

Tous les spectres obtenus par RMN révèlent la présence de formes organiques (monoesters et diesters) et inorganiques (orthophosphates et pyrophosphates) sans différence notable ( $p > 0.05$ ) dans la distribution de ces formes entre les différentes formations végétales. Dans ces sols, le

phosphore organique représente environ 50% du phosphore biodisponible à moyen terme, et il est essentiellement sous la forme stable de phosphomonoesters (Condrón et al., 1990 ; Forster & Zech, 1993). Bien que l'abondance du phosphore organique sous forme de monoesters varie peu (Figure 5), l'activité phosphomonoestérase (PME) est plus faible dans les sols des pâturages récents que sous végétation naturelle. Cette diminution est indicatrice d'une stabilité accrue des phosphomonoesters consécutivement à la mise en pâturage (Chapuis-Lardy et al., 2001 [30]).

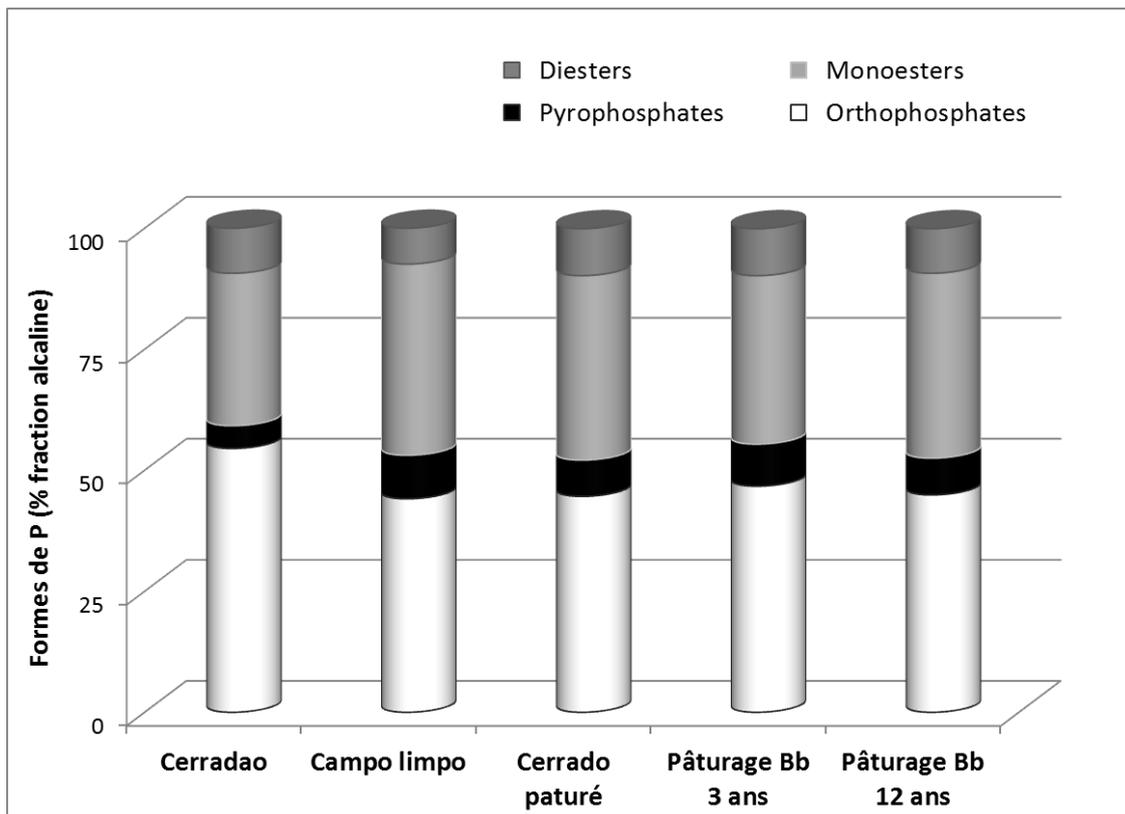


Figure 5. Distribution des principales formes de phosphore issues de la fraction extractible en milieu alcalin dans les horizons de surface des sols sous différentes formations végétales naturelles et sous pâturages cultivés (*Brachiaria brizantha*, Bb) dans la région des Cerrados (Brésil) (modifié d'après Chapuis-Lardy et al., 2001 [30])

Lorsque la phase inorganique biodisponible est limitée, la phase organique revêt toute son importance et peut contribuer de façon notable après minéralisation à l'alimentation des plantes (Sharpley, 1985 ; Harrison, 1987, Frossard et al., 1995), notamment pour les sols tropicaux où le phosphore, rappelons-le ici, est l'un des éléments limitant la productivité des systèmes cultivés. La récente note de synthèse produite en collaboration avec les collègues de l'UMR Eco&Sols cherche ainsi à rappeler que la valorisation des différentes formes de phosphore du sol via la stimulation des activités biologiques du sol est l'une des voies à suivre pour transposer nos connaissances en termes d'applications agronomiques (Plassart et al., 2015 [35]).

### 2.3. Mes autres travaux sur le phosphore, une parenthèse tempérée

*Mon parcours m'a conduit à d'autres questionnements sur le cycle du phosphore. Je ferais ici une double parenthèse pour décrire brièvement les travaux menés avant mon recrutement à l'IRD, lors de trois postes de chercheur contractuel en Europe et aux USA. Ces expériences méritent d'être citées car elles ont été bénéfiques à plusieurs titres, au-delà du questionnement scientifique. Sur un plan professionnel, ces travaux m'ont permis d'appréhender d'autres échelles d'étude, de m'ouvrir à des disciplines et thématiques connexes (Biologie animale, Ecologie végétale), d'étoffer mon réseau de collaborations, d'améliorer mes capacités rédactionnelles (projets, rapports, publications). Ces différents environnements de travail ont sans doute aussi contribué à un enrichissement plus personnel.*

#### 2.3.1. Le phosphore, un élément parfois en excès

En zone intertropicale, le phosphore est considéré comme un élément pour lequel la disponibilité limitée dans la solution du sol contraint la productivité végétale. Sous d'autres latitudes, des teneurs excessives dans les sols amènent à considérer le phosphore comme un élément polluant. Je mentionnerais ici brièvement les travaux que j'ai pu réaliser lors de mes séjours post-doctoraux à l'Université de Wageningen (Pays-Bas, 5 mois, 2002) et à l'Université de Pennsylvanie (Etats-Unis, 1 an, 2002-2003).

En Europe et en Amérique du Nord, le phosphore provenant des épandages, en surface, de produits résiduels organiques a le potentiel de s'accumuler dans le sol si les doses appliquées dépassent ce que les cultures sont en mesure d'assimiler, contribuant ainsi à polluer les eaux de surface (e.g., Sims et al., 1998). Dans ce contexte, les propriétaires d'élevage intensifs sont poussés à réduire l'impact de leurs pratiques sur l'environnement. Dans le nord des Pays-Bas, un additif (Euromestmix®), contenant notamment des minéraux argileux, a été ajouté aux fumiers issus d'élevages de vaches laitières ; l'ajout de ce produit a permis de diminuer, avant épandage, la proportion de phosphore extractible à l'eau dans les matières à épandre (**Chapuis-Lardy et al., 2003 [27]**). Cependant, la meilleure façon d'atténuer les pertes de P des matières fécales consiste à diminuer la quantité de P dans l'alimentation du bétail sans pour autant impacter la performance des animaux en termes de production laitière (Dou et al., 2003). J'ai ainsi pu contribuer en 2003 à un projet portant sur 120 fermes d'élevage intensif de vaches laitières localisées dans plusieurs états de la côte Est des Etats-Unis. L'analyse de plus de 10 000 échantillons de déjections animales et de près de 1 000 régimes alimentaires ont permis de confirmer que la teneur en phosphore de l'alimentation des animaux était le principal facteur de contrôle de la teneur en P total des déjections. Nous avons par ailleurs montré que plus la nourriture proposée aux vaches était riche en P plus la proportion de phosphore sous forme inorganique extractible à l'eau augmentait dans leurs déjections (**Chapuis-Lardy et al., 2004a [25]** ; **Dou et al., 2004 [70]**). Toutefois, l'étude a également mis en valeur l'importance d'autres paramètres dans la disponibilité du phosphore inorganique dans les matières excrétées, notamment la teneur en calcium dans l'extrait aqueux ou encore la nature du matériel analysé (fèces frais vs. séché à l'étuve). En vue d'utiliser la teneur en P inorganique des fèces des bovins comme outil diagnostique d'une alimentation trop riche en P, nous avons testé d'autres solutions d'extraction. La meilleure corrélation entre la teneur en P inorganique dans les extraits et la concentration en P dans les aliments donnés au bétail a été obtenue pour une solution d'acide chlorhydrique diluée (0.1% HCl), et ce quels que soient la concentration en calcium dans les fèces et le conditionnement de l'échantillon avant analyse (**Dou et al., 2007 [22]**). Ce test a ensuite été validé pour un nombre

plus important de vaches laitières (n=525 ; **Dou et al., 2010 [13]**). Nous avons ainsi fourni aux éleveurs un indicateur simple et pratique, basé sur une analyse de fèces, permettant d'apprécier si l'alimentation fournie est adéquate ou excessive par rapport aux besoins en phosphore des animaux, en fonction notamment de la période de lactation. Cet outil diagnostique peut être utilisé pour mieux gérer l'alimentation du bétail tout en contribuant à une réduction des phosphates dans les fèces.

### 2.3.2. L'impact des plantes envahissantes sur le phosphore des sols

Les invasions biologiques peuvent être regardées comme une composante du changement global au même titre que les changements climatiques ou la modification de l'utilisation du sol (Vitousek et al., 1990, 1997). De manière générale, les conséquences des invasions sur le fonctionnement des écosystèmes ont été moins étudiées que leur incidence sur la structure et la composition des communautés. Pour les écosystèmes terrestres, le nombre d'études traitant des effets sur le fonctionnement du sol a augmenté progressivement dans les années 2000, notamment en Amérique du Nord (Ehrenfeld et al., 2001 ; Ehrenfeld, 2003). Les impacts des plantes envahissantes sur les cycles biogéochimiques ont beaucoup moins été étudiés en Europe que dans d'autres parties du monde, et les efforts scientifiques ont essentiellement concerné les cycles du carbone et de l'azote (Ehrenfeld et al., 2003). Bien que les plantes aient des stratégies diverses pour l'acquisition de leurs nutriments, les concentrations de phosphore dans les sols sont souvent négativement corrélées à la diversité des plantes supportées par le sol (synthèse dans **Wrage et al., 2010 [41]**). En 2003, lors d'un séjour postdoctoral, j'ai pu contribuer au projet IMPLANBEL, l'une des premières initiatives en Europe cherchant à caractériser l'impact de plusieurs espèces envahissantes sur les cycles géochimiques dans les sols (**Vanderhoeven et al., 2004 [92]**, 2005 ; **Meerts et al., 2006 [44]** ; **Dassonville et al., 2009 [43]**). Le projet s'est notamment intéressé à l'impact de neuf espèces exotiques envahissantes (*Fallopia japonica*, *Senecio inaequidens*, *Solidago gigantea*, *Prunus serotina*, *Heracleum mantegazzianum*, *Rosa rugosa*, *Polemonium caeruleum*, *Impatiens glandulifera* et *Impatiens parviflora*) sur la dynamique de la matière organique (**Koutika et al., 2007 [21]**, **2008 [17]**) et les cycles d'éléments minéraux dans les horizons de surfaces du sol (**Vanderhoeven et al., 2004 [92]**, 2005, **2006 [23]** ; **Chapuis-Lardy et al., 2004bcd [91, 93, 108]**, **2006 [24]**, **Herr et al., 2006 [80]**, **2007 [20]** ; **Dassonville et al., 2004 [102]**, **2009 [43]**). Les effets observés varient d'une espèce à l'autre. Certaines espèces contribuent à une augmentation très notable des concentrations d'un ou plusieurs éléments (notamment K, Mg et Mn pour *F. japonica*, K, Mg et N pour *R. rugosa*, Ca pour *P. serotina*, ou encore P pour *S. gigantea*), mais globalement les systèmes envahis sont plus productifs (**Vanderhoeven et al., 2004 [92]**, **2006 [23]** ; **Dassonville et al., 2004 [91]**, **2010 [43]**).

Mon intérêt au sein de l'équipe s'est surtout focalisé sur les formes et la dynamique du phosphore des sols, pour le cas du Solidage glabre (*S. gigantea*, Astéracées). Cette plante vivace a été importée d'Amérique du nord en Europe au milieu du 18<sup>e</sup> siècle comme plante ornementale et mellifère. Opportuniste et développant de nombreux rhizomes souterrains, *Solidago gigantea* peut former des populations étendues, et relativement denses (200 à 300 tiges m<sup>-2</sup>), interdisant à toute autre espèce végétale de se développer. L'étude a d'abord été menée pour trois sites différents localisés dans la région de Bruxelles ; les échantillons de sols (régosols ; FAO, 2006) ont été collectés dans les peuplements monospécifiques de solidage (en août, au moment de sa floraison) et dans la végétation naturelle à proximité. Les concentrations de phosphore inorganique biodisponible dans les sols (extraction séquentielle selon la méthode de Tiessen & Moir, 1993) sont plus élevées dans les

zones envahies (**Chapuis-Lardy et al., 2006 [24]**). Les activités enzymatiques plus élevées dans l'horizon superficiel du sol, et la diminution du pH témoignent d'une minéralisation accrue du phosphore organique et d'une acidification contribuant à la fourniture d'ions phosphates vers le compartiment assimilable par la plante envahissante. Les travaux complémentaires, menés sur l'un des 3 sites, dans le cadre du mémoire de fin d'étude de Cécile Herr (ULB) ont par ailleurs permis de montrer que le phosphore est concentré dans les parties souterraines du solidage en automne puis restitué au sol avant le printemps (**Herr et al., 2007 [20]**).

### 3. Processus écologiques et atténuation des changements climatiques - *Les sols, sources et puits de gaz à effet de serre*

#### 3.1. La séquestration du carbone

##### 3.1.1. Les émissions de GES dans l'agrosystème

Lorsque j'ai commencé à m'intéresser au sujet, le GIEC publiait son 4<sup>e</sup> rapport mentionnant l'augmentation des émissions mondiales de GES d'environ 25% entre 1990 et 2004 (IPCC, 2007). A l'échelle mondiale, les activités agricoles (cultures et élevage) contribuaient pour 13,5% aux émissions de gaz à effet de serre, 30,9% en incluant le changement d'usages des terres, notamment la déforestation (IPCC, 2007). Sur la période 1990-2004, les émissions agricoles ont largement augmenté dans les pays du Sud (+28%) alors qu'elles ont baissé dans les pays industrialisés (-12%) (IPCC, 2007).

Les trois principaux gaz à effet de serre concernés par le secteur agricole sont le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), le méthane (CH<sub>4</sub>) et le protoxyde d'azote (ou oxyde nitreux, N<sub>2</sub>O). Sous l'influence des activités humaines, leurs concentrations dans l'atmosphère sont en augmentation depuis le début de l'ère industrielle ; en 2011, elles atteignaient 391 ppm pour le CO<sub>2</sub>, 1803 ppb pour le CH<sub>4</sub> et 324 ppb pour le N<sub>2</sub>O (Tableau 1) dépassant les niveaux préindustriels d'environ 40 %, 150 % et 20 % (IPCC, 2013). L'augmentation annuelle moyenne de CO<sub>2</sub> pour la période de 2000 à 2005 était significativement supérieure ( $4,1 \pm 0,1 \text{ Gt C an}^{-1}$  ;  $1 \text{ Gt} = 10^{12} \text{ g}$ ) à celle observée dans les années 90 ( $3,2 \pm 0,1 \text{ Gt C an}^{-1}$ ) (IPCC, 2007).

Tableau 1. Evolution de la concentration des principaux gaz à effet de serre concernés par le secteur agricole

	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O
<b>Concentration aux environs de 1750<sup>a</sup></b>	278 ppm	722 ppb	270 ppb
<b>Concentration en 2005<sup>b</sup></b>	379 ppm	1774 ppb	319 ppb
<b>Concentration en 2011<sup>a</sup></b>	391 ppm	1803 ppb	324 ppb
<b>Temps de résidence (années)<sup>a</sup></b>	100-300	12	121
<b>Potentiel de réchauffement global (sur 100 ans)<sup>b</sup></b>	1	25	298

<sup>a</sup>IPCC, 2013 ; <sup>b</sup>IPCC, 2007

Dans un agrosystème, les principaux flux de CO<sub>2</sub> à l'interface sol et atmosphère consistent d'une part, en une absorption de CO<sub>2</sub> atmosphérique par les plantes au travers de la photosynthèse, pour constituer leur biomasse aérienne et souterraine, et d'autre part, des émissions vers l'atmosphère issues de la combustion de résidus végétaux, de la respiration hétérotrophe (dégradation des matières organiques) et autotrophe (racinaire) du sol (Figure 6). Les principales sources de méthane dans un

agrosystème sont la fermentation entérique des ruminants, la fermentation de leurs excréments (fumiers) et la décomposition de la matière organique lorsqu'elle a lieu en conditions anaérobies (méthanogenèse), comme c'est le cas en riziculture irriguée (figure 6). En milieu suffisamment aéré, le méthane est réoxydé en  $\text{CO}_2$  par les microorganismes méthanotrophes ; les sols continuellement exondés sont ainsi considérés comme un puits de  $\text{CH}_4$ .

Ainsi, la gestion des agrosystèmes peut conduire à une augmentation du stockage de carbone dans la matière organique des sols. A l'échelle globale, le stockage du carbone dans les sols est estimé à 1500-2400 Gt C si on considère le premier mètre de profondeur, ce qui équivaut à presque trois fois la quantité stockée dans la biomasse végétale (450 à 650 Gt C ; Batjes, 1996), deux fois celle de l'atmosphère (589 Gt C).

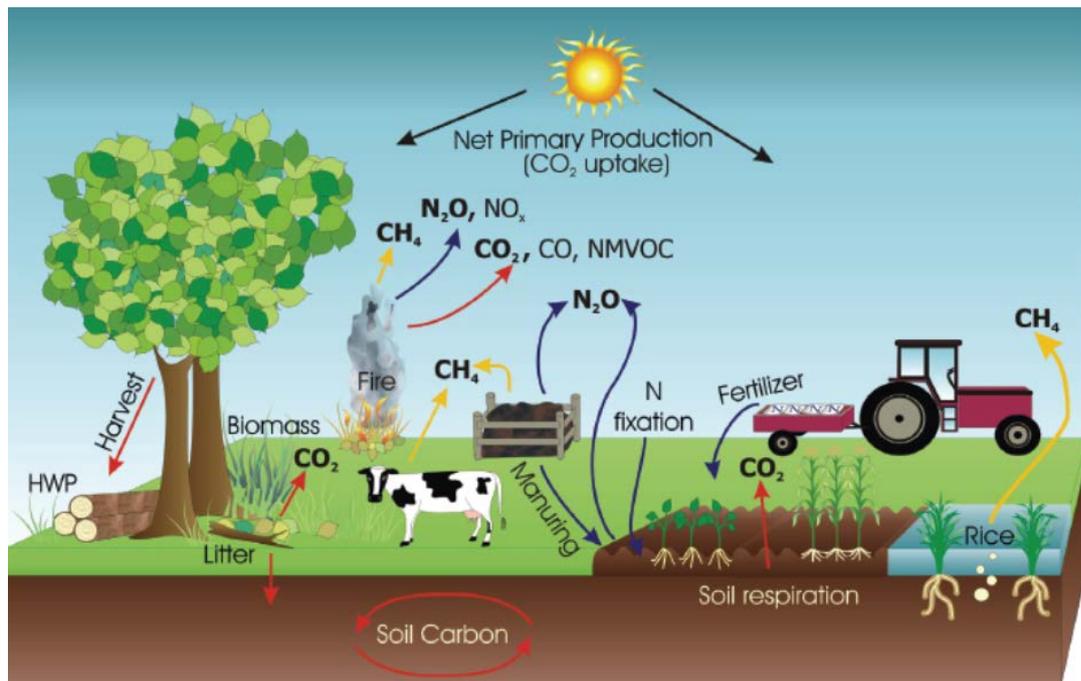


Figure 6. Les principaux flux de dioxyde de carbone, de méthane et de protoxyde d'azote dans un agrosystème (IPCC, 2006).

Concernant le  $\text{N}_2\text{O}$ , les activités agricoles sont responsables d'environ 60% des émissions d'origine anthropiques. Les sols constituent la principale source de protoxyde d'azote dans l'agrosystème (figure 6). Ces émissions directes proviennent de la transformation de l'azote réactif<sup>2</sup> par les microorganismes du sol (processus de nitrification et dénitrification, essentiellement, cf paragraphe suivant). Ainsi, selon le 4<sup>e</sup> rapport du GIEC, environ la moitié des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  d'origine anthropique est issue des sols cultivés (IPCC, 2007 ; figure 6), en lien direct avec les intrants azotés (fertilisants minéraux et fumier) apportés aux sols pour soutenir la production agricole.

Bien que le  $\text{N}_2\text{O}$  soit bien moins abondant dans l'atmosphère que le  $\text{CO}_2$ , son impact sur le réchauffement climatique tient à son potentiel de réchauffement global (PRG) sur 100 ans 298 fois

<sup>2</sup> L'azote réactif (Nr) regroupe tous les composés azotés actifs d'un point de vue biologique, radiatif et photochimique présents dans l'atmosphère et la biosphère terrestre. Il peut être sous forme oxydée (oxyde d'azote  $\text{NO}_x$ , acide nitrique  $\text{HNO}_3$ , protoxyde d'azote  $\text{N}_2\text{O}$ , nitrates  $\text{NO}_3^-$ ) ou réduite (ammoniac  $\text{NH}_3$ , ammonium  $\text{NH}_4^+$ ) et inclut les composés organiques (urée, amines, protéines et acides nucléiques) ; seul le diazote ( $\text{N}_2$ ) est considéré comme une forme non-réactive.

supérieur à celui du CO<sub>2</sub> (Tableau 1 ; IPCC, 2007). Ainsi, un kg de N<sub>2</sub>O émit dans l'atmosphère possède le même potentiel de réchauffement global sur 100 ans que 298 kg de CO<sub>2</sub>. Exprimées en équivalent CO<sub>2</sub>, les émissions de N<sub>2</sub>O des sols agricoles représentaient en 2005 un potentiel de réchauffement climatique de 2,8 Gt CO<sub>2</sub>-eq an<sup>-1</sup> montrant bien l'importance de ce gaz à effet de serre (IPCC, 2007). Le N<sub>2</sub>O est aussi le principal gaz, d'origine anthropique, destructeur de la couche d'ozone (IPCC, 2013 ; Ravishankara et al., 2009).

Une des solutions préconisées pour limiter les émissions de gaz à effet de serre issues des sols cultivés est d'adopter des modes de cultures favorables au stockage du carbone dans le sol et à la réduction des émissions de méthane et de protoxyde d'azote, l'ensemble constituant la « séquestration du carbone » (Bernoux et al., 2005 ; encadré 2 p.26).

### 3.1.2. Les systèmes en semis direct sous couverture végétale, un modèle d'étude pour étudier la séquestration du carbone

En 2005, les systèmes en semis direct sous couverture végétale (SCV, ou DMC pour *Direct seeding Mulch-based Cropping system* en anglais) couvraient 95 millions d'hectares dans le monde. Adoptés à très grande échelle au Brésil (près de 24 millions d'hectares en 2005), ils apparaissent comme une alternative durable aux systèmes de cultures conventionnels dans les zones de petite agriculture des pays du sud. Ce système de culture repose sur trois grands principes de gestion des agrosystèmes (Raumet & Naudin, 2006 ; Scopel et al., 2013) : (1) il ne comporte aucun travail du sol ; (2) le sol est en permanence recouvert par une couverture végétale (vivante ou morte) au travers de laquelle est fait le semis ; (3) il intègre des successions ou rotations culturales adaptées au contexte pédoclimatique en association avec des plantes de couverture. La biomasse utilisée pour le paillage (mulch) provient ainsi des résidus de cultures, de cultures intercalaires ou de cultures dérobées, légumineuses ou graminées. Les résidus s'accumulent à la surface du sol, formant une couche protectrice contre l'érosion, modifiant les conditions d'humidité et de température et créant un habitat beaucoup plus favorable aux organismes du sol (Scopel et al., 2013). Les modifications des communautés biologiques et de leurs activités entraînent des modifications de la dynamique de la matière organique et de la structure du sol (macroporosité d'origine biologique) (Blanchart et al., 2007a, 2007b [65], 2008 [38], 2010 [58], 2014 [53]). L'absence de travail du sol combiné au surcroît de biomasse et à la rhizodéposition conduit donc à de profondes modifications dans le fonctionnement de l'agrosystème. Les processus écologiques à l'origine des fonctions de recyclage, de stockage et de transformation des éléments qui sous-tendent notamment la fertilité du sol sont profondément modifiés (Six et al., 2002 ; Scopel et al., 2013). Sur le long terme, ces systèmes permettent d'améliorer les capacités de stockage du carbone dans le sol (Lal, 1997 ; Post & Kwon, 2000 ; Capillon & Séguy, 2002 ; Lal, 2004 ; Bernoux et al., 2006 ), en affectant l'agrégation et en limitant les pertes par érosion (Feller et al., 1996 ; Six et al., 2002 ; Razafimbelo et al., 2008 [18]).

Depuis la fin des années 1990, les systèmes culturaux basés sur le semis direct sur couverture végétale (SCV) ont été testés à Madagascar et se sont progressivement développés dans différentes zones pédoclimatiques de la grande île, sous l'impulsion de l'ONG Tafa (TAny sy Fampandrosoana, Terre et Développement) avec l'appui du Cirad et du GSDM (Groupement Semis Direct de Madagascar). En 2014, les systèmes SCV couvraient environ 6 000 ha et concernaient 10 000 à 15 000 paysans (source GSDM). Les travaux en collaboration avec le Prof. Tantely Razafimbelo

(Laboratoire des Radio-Isotopes, Université de Madagascar) ont permis de mettre en évidence un meilleur stockage de carbone organique sous SCV pour des situations malgaches (ferralsols très argileux des Hautes Terres ; **Razafimbelo et al., 2008 [18]**). L'augmentation est de l'ordre de 0,7 à 1,0 Mg C.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour la couche de sol 0-20 cm si on compare un système SCV âgé de 11 ans à un agrosystème conduit de façon traditionnelle (labour du sol sans apport de résidus de récolte). Pour les cinq premiers centimètres de sol, le gain de carbone est localisé majoritairement dans les macroagrégats (agrégats stables dans l'eau, de taille > 200 µm) également plus nombreux sous système SCV (**Razafimbelo et al, 2008 [18]**), certains pouvant être d'origine biogénique (Blanchart et al., 2007b). En revanche, en développant plus avant des tests de minéralisation sur 15 sols malgaches (de type, de texture et de teneurs en carbone contrastés), aucune relation directe n'a été trouvée entre la quantité de macroagrégats et la protection du carbone dans ces agrégats (Figure 7 ; **Razafimbelo et al., 2013 [8]**).

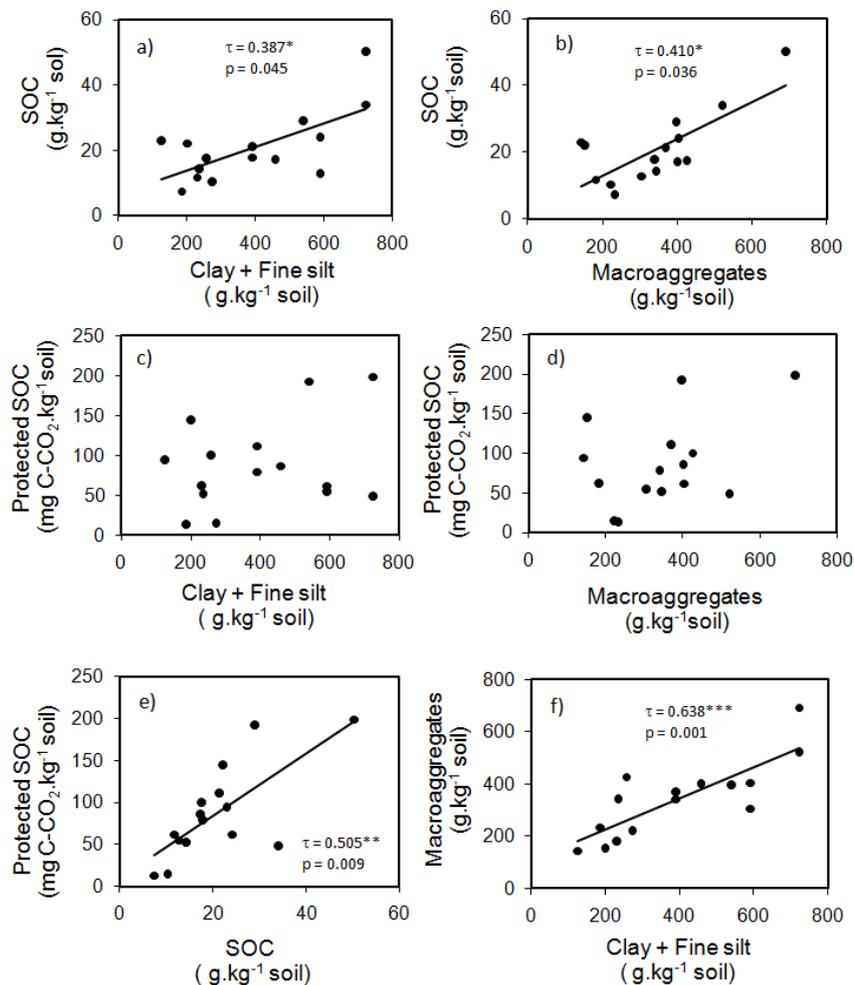


Figure 7. Corrélations entre teneurs en carbone organique du sol, teneurs en argiles+limons, quantité de macroagrégats et teneurs en carbones protégés dans les agrégats pour 15 sols malgaches. \*  $p < 0,05$  ; \*\*  $p < 0,01$  ; \*\*\*  $p < 0,001$  (Razafimbelo et al., 2013 [8]).

La protection du carbone contre la minéralisation serait contrôlée, pour ces sols ferrallitiques très argileux, par une stabilisation physico-chimique impliquant la phase minérale du sol, notamment

les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium (Barthès et al., 2008a) plus que par une « simple » protection physique au sein des macroagrégats (Razafimbelo et al., 2013 [8]).

Les pratiques de non-labour en général, et le semis direct sous couverture végétale en particulier permettent ainsi de minimiser l'augmentation du CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère en stockant le carbone dans les horizons superficiels du sol. Cependant, lorsque j'ai débuté mes travaux à Madagascar en 2005 suite à mon recrutement à l'IRD, plusieurs études montraient pour les sols tempérés une augmentation notable des émissions de N<sub>2</sub>O sous SCV (Ball et al., 1999; Six et al., 2002). Exprimées en équivalent C-CO<sub>2</sub>, ces émissions étaient à même de minimiser fortement l'effet positif du carbone stocké dans le sol par ces pratiques. D'autres études, notamment pour les sols tropicaux, montraient aucune différence dans les émissions N<sub>2</sub>O entre un système traditionnel et systèmes SCV (Elmi et al., 2003 ; Metay et al., 2007). En 2005, pour les sols tropicaux, les données N<sub>2</sub>O étaient très fragmentaires, laissant la question pleinement ouverte. L'oxyde nitreux doit être inclus dans le bilan si on veut pouvoir parler du SCV comme pratique culturale permettant la séquestration du carbone. Dans ce contexte, j'ai développé à partir de 2005 des travaux visant à quantifier les émissions de N<sub>2</sub>O et à caractériser les processus responsables de ces flux dans les sols tropicaux, en utilisant les systèmes SCV comme modèle d'étude, notamment à Madagascar où aucune donnée N<sub>2</sub>O n'était alors disponible. Ces travaux font l'objet du paragraphe suivant (3.2).

## 3.2. Le protoxyde d'azote

### 3.2.1. Les mécanismes de production et de consommation<sup>3</sup> de N<sub>2</sub>O dans le sol

Les émissions de N<sub>2</sub>O dans le sol sont le résultat de la dynamique des mécanismes de production et de consommation (Firestone & Davidson, 1989; Davidson, 1991). Dans les années 1990s, il est admis que la production de N<sub>2</sub>O dans les sols est principalement gouvernée par deux processus d'origine microbienne ; la nitrification autotrophe et la dénitrification hétérotrophe dont chaque étape est catalysée par des enzymes spécifiques (figure 8) (e.g. Conrad, 1996 ; Firestone & Davidson, 1989 ; Granli & Bockman, 1994 ; Bremner, 1997 ; Zumft, 1997).

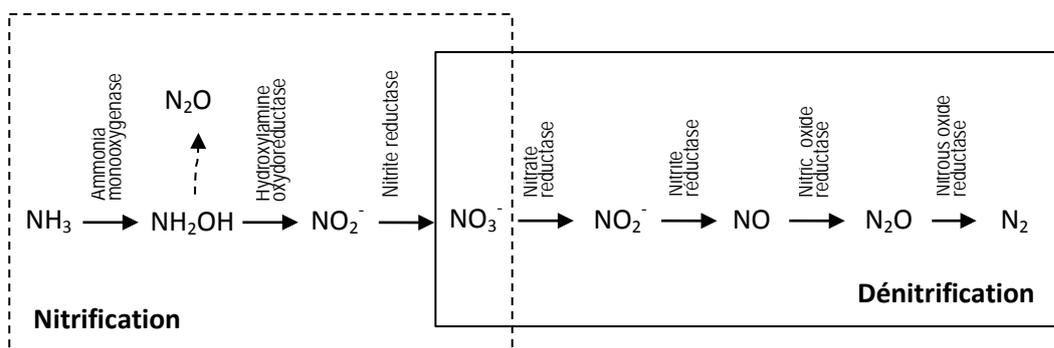


Figure 8. Nitrification et dénitrification, les deux principales voies à l'origine des émissions de N<sub>2</sub>O dans les sols, et les enzymes impliquées dans ces processus (e.g. Conrad, 1996)

<sup>3</sup> Ce paragraphe et le suivant s'appuient fortement sur la synthèse publiée en 2007 (Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]), dans laquelle nous avons cherché à faire le point sur les mécanismes de consommation de N<sub>2</sub>O et l'occurrence d'une éventuelle fonction « puits » dans les sols.

L'oxyde nitreux est un sous-produit de la chaîne de nitrification. Cette chaîne d'oxydation de l'ammonium (ou de l'ammoniac) en nitrite puis en nitrate est principalement réalisée par des bactéries nitrifiantes autotrophes (e.g. Conrad, 1996). La dénitrification consiste en la réduction des nitrates ou nitrites en produits gazeux ( $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{N}_2$ ), principalement sous l'action de micro-organismes dénitrifiants hétérotrophes, capables d'utiliser les nitrates comme accepteur d'électrons pour effectuer leur respiration lorsque les conditions en oxygène sont limitantes (Hutchinson et Davidson, 1993). D'autres voies peuvent également conduire à une production de  $\text{N}_2\text{O}$ , notamment tout autre processus microbien impliquant l'oxydation ou la réduction d'azote (Conrad, 1996; Freney, 1997) : nitrification hétérotrophe (Papen et al., 1989), dénitrification aérobie (Carter et al., 1995; Patureau et al., 2000), dénitrification fongique (Shoun et al., 1992), la co-dénitrification intervenant entre bactéries et champignons (Laughlin & Stevens, 2002), l'ammonification des nitrates (ou « dissimilatory nitrate reduction to ammonia, DNRA ») (Bleakley & Tiedje, 1982) ou encore la dénitrification par les nitrifiants (Ritchie & Nicholas, 1972 ; Poth & Focht, 1985). Cette dernière voie, décrite par Wrage et al (2001 ; figure 9) comme un processus de nitrification sous le terme « *nitrifier denitrification* » s'affiche dans les années 2000s comme un processus indépendant non négligeable (Beaumont et al., 2004 ; Wrage et al., 2005), qualifié ensuite comme processus de dénitrification<sup>4</sup> par Baggs et al. (2011) ; il s'agit de l'oxydation de l'ammonium en nitrites, suivie directement par la réduction des nitrites en  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{N}_2$ .

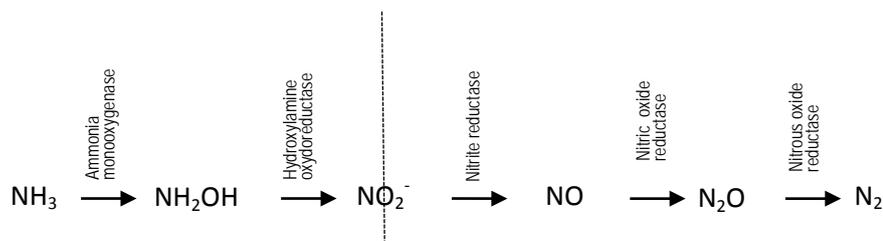


Figure 9. Etapes de la dénitrification réalisée par les bactéries réductrices de l'ammonium (nitrifiantes) et enzymes impliquées (d'après Wrage *et al.*, 2001).

Cette chaîne de réaction est réalisée, lorsque les conditions deviennent plus limitantes en oxygène, par des bactéries nitrifiantes oxydatrices de l'ammonium possédant une certaine flexibilité fonctionnelle face aux changements des conditions édaphiques. La disponibilité en oxygène est, après la disponibilité en substrats azotés, un facteur essentiel dans la régulation des voies de production du  $\text{N}_2\text{O}$  (figure 10) ; elle est notamment conditionnée par la pression partielle en oxygène et la teneur en eau du sol (Linn & Doran, 1984 ; Groffman & Tiedje, 1988 ; Robertson, 1989 ; Bollman and Conrad, 1998). Ainsi, Firestone et Davidson (1989) et Davidson (1991) proposent un modèle de prédiction des flux de  $\text{N}_2\text{O}$  selon la teneur en eau du sol, exprimée par le taux de saturation de l'espace poral par l'eau<sup>5</sup> (*water-filled pore space, WFPS %*). Il est en général admis que la nitrification est le processus dominant dans les environnements secs ou moyennement humides ( $30 < \text{WFPS} < 70\%$ ) et la dénitrification dans les conditions plus humides, et donc moins oxygénées ( $\text{WFPS} > 60\%$ ) (Linn & Doran, 1984; Firestone & Davidson, 1989; Davidson, 1991; Veldkamp et al., 1998; Bateman &

<sup>4</sup> Notons ici que Baggs et al. (2011) suggère que la « nitrifier denitrification » soit considérée comme un processus de dénitrification, puisque cette voie, bien que réalisée par des bactéries nitrifiantes, implique les mêmes enzymes que celle de la dénitrification *sensu stricto* pour réduire les nitrites en oxyde nitrique puis en oxyde nitreux.

<sup>5</sup> Le WFPS est calculé comme le rapport entre la teneur en eau volumique et la porosité du sol (Linn & Doran, 1984)

Baggs, 2005). D'autres paramètres, tels que les teneurs en azote minéral, en carbone organique, la température ou le pH du sol interviennent dans la régulation des processus microbiens (e.g., Keeney et al., 1979 ; Ryden & Lund, 1980 ; Tiedje, 1988 ; Robertson, 1989) tant dans les mécanismes de production du  $N_2O$  (nitrification et première étapes de dénitrification) que dans les mécanismes de consommation de ce gaz (dernière étape de dénitrification).

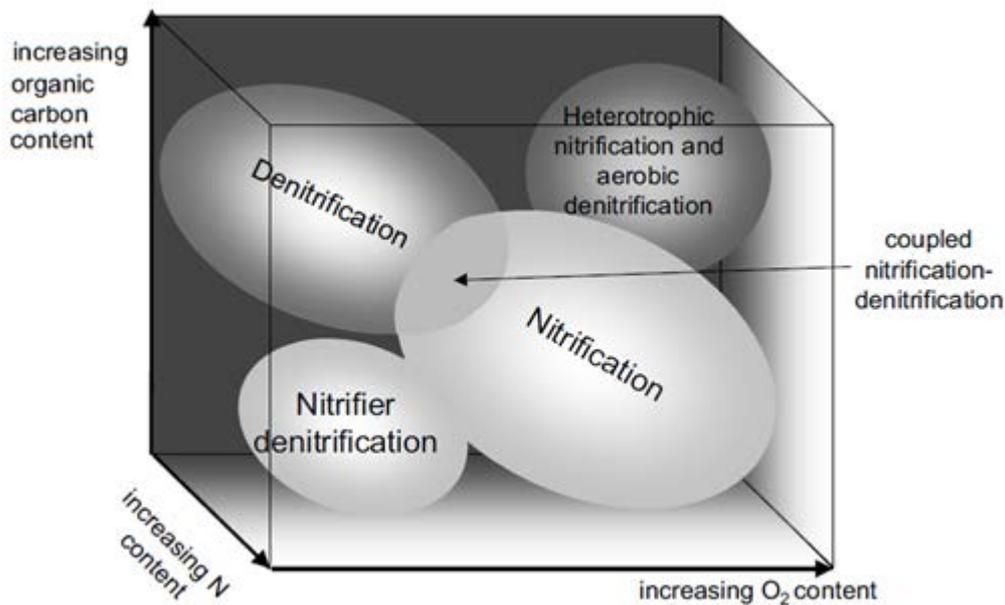


Figure 10. Possibles niches écologiques pour les principaux processus de production du  $N_2O$  (Wrage et al., 2001).

La réduction du  $N_2O$  en  $N_2$ , dernière étape de la dénitrification, correspond en effet à un mécanisme microbien de consommation du  $N_2O$  (Bremner, 1997; Yu et al., 2000). La plupart des bactéries dénitrifiantes sont capables d'utiliser  $N_2O$  comme accepteur d'électron (Okereke, 1993) mais bon nombre de champignons n'ont pas la capacité de réduire  $N_2O$  du fait de l'absence d'enzyme  $N_2O$  reductase dans leur cortège enzymatique (Shoun et al., 1992 ; 2012 ; Maeda et al., 2015). Ainsi  $N_2O$  est le principal produit de la dénitrification fongique. Les bactéries nitrifiantes oxydatrice de l'ammonium ( $\beta$ -proteobacteria), de par une certaine flexibilité fonctionnelle, peuvent aussi jouer un rôle dans la production de  $N_2O$  par dénitrification (Poth, 1986 ; Schmidt et al., 2004 ; Wrage et al., 2001, 2005 ; Shaw et al., 2006). Cependant, aucun élément ne permet encore de se prononcer sur leur aptitude à réduire  $N_2O$ . Le génome de la bactérie nitrifiante *Nitrosomas europaea* a été pleinement séquencé sans que ne soit encore identifiée une enzyme pouvant permettre la réduction de  $N_2O$  en  $N_2$  (Chain et al., 2003; Schmidt et al., 2004). Par ailleurs, l'activité  $N_2O$  réductase est sensible aux conditions du milieu. Elle est inhibée en milieu acide et décroît lorsque les sols sont affectés par la salinisation (Knowles, 1982 ; Menyailo et al., 1997). Elle est également régulée par l'oxygénation ou le taux de saturation en eau du sol ; ainsi le rapport  $N_2O/N_2$  diminue lorsque les conditions deviennent anoxiques (Cavigelli & Robertson, 2001 ; Dendooven et al., 1996). Plusieurs études mettent également en évidence la relation entre la quantité d'azote minéral dans le sol, notamment lorsqu'il est fertilisé, et les émissions de  $N_2O$  (e.g., Hénault et al., 1998 ; Williams et al., 1998 ; Khalil et al., 2005). Lorsque les teneurs en nitrates dans les sols sont élevées,  $NO_3^-$  est préféré à  $N_2O$  comme accepteur d'électron (Schlegel, 1985) ce qui induit une modification du rapport

$N_2O/N_2$  au profit du  $N_2O$  (e.g., Stevens & Laughlin, 1997). *A contrario*, lorsque les quantités de nitrates sont faibles dans le sol,  $N_2O$  est le seul accepteur d'électrons disponible pour la dénitrification (Butterbach-Bahl et al., 1998; Goossens et al., 2001; Rosenkranz et al., 2006).

### 3.2.2. Le sol, un puits de $N_2O$

Etant donné que les niveaux de consommation du  $N_2O$  dans le sol sont dans la grande majorité des cas inférieurs aux niveaux de production, la plupart des études portant sur le  $N_2O$  dans les sols se focalisent sur les événements de production nette et d'émissions à l'interface sol/atmosphère. Les sols peuvent toutefois agir comme un puits de  $N_2O$  au moins temporairement (Ryden, 1981; Slemr & Seiler, 1984 ; Minami, 1997) en fonction non seulement du potentiel de réduction du  $N_2O$  en  $N_2$ , mais aussi de sa capacité de diffusion dans le profil ou de dissolution dans l'eau du sol (Seiler & Conrad, 1981 ; Cicerone, 1989 ; Arah et al., 1991 ; Clough et al., 2005).

Il y a près de 40 ans, Blackmer & Bremner (1976) mettaient en évidence la capacité de certains sols à consommer plus de  $N_2O$  qu'ils n'en produisaient, induisant de fait des flux négatifs<sup>6</sup> (de l'ordre du  $\mu\text{g N-N}_2\text{O g sol}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ). D'autres mesures réalisées au champ ont ensuite confirmé l'hypothèse de Blackmer et Bremner sur l'occurrence de la fonction « puits » de  $N_2O$  dans le compartiment sol (Cicerone et al., 1978; Freney et al., 1978; Ryden, 1981). Dans une revue de littérature (**Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]**), nous avons tenté de recenser les études menées jusqu'au milieu des années 2000 faisant apparaître des flux négatifs dans les jeux de données publiées (37 articles de rang A). Ces flux mesurés *in situ* à la surface du sol; ont une intensité variant de -0,0014 à -484  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (**Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]**, Tableau 1 dans l'article en annexe). Bien que ces flux puissent être fréquents et significatifs, ils ne sont qu'au mieux mentionnés par les auteurs dans la partie discussion de leur article pour signaler le manque d'information sur l'importance de la fonction puits que peut exercer le sol et le besoin de recherches supplémentaires sur les mécanismes originels (Fenn et al., 1996; Klemetsson et al., 1997; Hénault et al., 1998 ; Jordan et al. , 1998 ; Smith et al., 1998; Kamp et al., 2000; Davidson et al., 2001; Butterbach-Bahl et al., 2002; Longoria Ramirez et al., 2003; Xu et al., 2004). Certains auteurs se retranchent derrière la forte variabilité spatio-temporelle des émissions de  $N_2O$  et les incertitudes liées aux mesures (chambres statiques manuelles ; proximité des seuils de détection des instruments) pour ne pas commenter plus avant les flux négatifs observés (Kamp et al., 2000 ; Erickson et al., 2002 ; Pinto et al., 2006). Cependant, d'autres auteurs prennent en compte ces sources de variabilité et d'incertitudes pour confirmer que certains flux observés doivent être considérés comme différents de zéro (Verchot et al., 1999 ; Glatzel et Stahr, 2001 ; Butterbach-Bahl et al., 1998 ; Fletchard et al., 2005).

Ces flux négatifs ont été observés pour des situations variées (milieu tempéré ou tropical ; écosystèmes naturels ou systèmes cultivés) et des conditions contrastées (sols humides et secs ; température du sol faible ou plus élevée ; sols fertilisés en azote ou non ; **Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]**, tableau en annexe1). Par ailleurs, tous les paramètres connus comme facteurs de contrôle des processus biologiques ne sont pas toujours renseignés dans les publications considérées. Il est donc difficile de clairement définir les conditions édaphiques dans lesquels les flux négatifs interviennent. Toutefois, notre revue de littérature amène un certain nombre de constats.

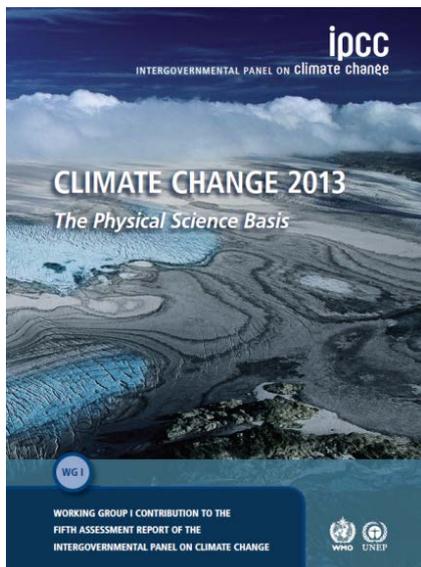
<sup>6</sup> En Sciences de l'atmosphère, un flux négatif correspond à l'assimilation d'un gaz de l'atmosphère par un autre compartiment, le soustrayant ainsi à l'atmosphère.

Les flux négatifs interviennent le plus souvent (mais pas toujours) en conditions peu oxygénées et limitées en azote minéral dans le sol. Le pH et la température du sol ont un effet même si ce dernier est parfois difficile à apprécier. Ainsi, bien que l'enzyme  $N_2O$  réductase soit inhibée en milieu acide (Knowles, 1982), les flux négatifs peuvent intervenir pour des sols dont les valeurs de pH sont faibles (Sanhueza et al., 1990 ; Castro et al., 1993 ; Butterbach-Bahl et al., 1998 ; 2002 ; Hadi et al., 2000 ; Goossens et al., 2001 ; Inubushi et al., 2003) ; Le  $N_2O$  est toutefois plus soluble dans les solutions acides que dans les solutions basiques (Heincke & Kaupenjohann, 1999). Par conséquent, les conditions qui prévalent à l'occurrence des flux négatifs sont celles favorisant la consommation du  $N_2O$ , notamment la réduction du  $N_2O$  en  $N_2$ . Rappelons ici que cette réduction peut être réalisée par les micro-organismes dénitrifiants mais aussi possiblement par des nitrifiants dotés d'une certaine flexibilité fonctionnelle (« nitrifier dénitrification »). En milieu plus sec, la présence de microsites présentant un gradient en termes d'oxygénation et de ressources (C & N) (notamment au sein des agrégats, à proximité des racines) offre un éventail de conditions propices aux activités de divers microorganismes (aérobies et anaérobies stricts ou facultatifs, autotrophes et hétérotrophes). Par ailleurs, bien que certaines bactéries dénitrifiantes soient capables de dénitrifier en milieu aérobie, la contribution de la dénitrification dite aérobie aux émissions de  $N_2O$  est encore sujette à débat (Llyod, 1993 ; Patureau et al., 2000 ; Wrage et al., 2001 ; Baggs, 2011). Pour les flux négatifs mesurés à la surface du sol, il est important de considérer les propriétés physiques du sol (structure, texture, agrégation, porosité) et tout autre paramètre pouvant interagir sur la diffusion des gaz dans le profil de sol, particulièrement si celui-ci est produit en profondeur (cf 2 synthèses sur le devenir du  $N_2O$  dans le sol et les processus de transport : Heincke & Kaupenjohann, 1999 ; Clough et al., 2005). Plus le  $N_2O$  restera dans le sol après avoir été produit plus il sera susceptible d'être réduit (Ryden, 1981 ; Letey et al., 1980a,b; Arah et al., 1991; Lessard et al., 1996 ; Clough et al., 1998; van Groenigen et al., 2005). Les processus de transport constituent le 3<sup>e</sup> niveau de régulation du  $N_2O$  dans le modèle proposé par Firestone & Davidson (1989) et Davidson (1991). Plus le taux de saturation de l'espace poral par l'eau (WFPS %) diminue, plus la diffusion et le transport des gaz augmente. Par conséquent, lorsque la teneur en eau dans le sol diminue, le  $N_2O$  rejoint plus rapidement la surface et l'oxygène diffuse mieux avec des effets sur l'expression des différents processus de production et de consommation, et le ratio  $N_2O/N_2$ . Le  $N_2O$  peut également être piégé sous forme gazeuse dans les pores occlus ou être dissous dans l'eau du sol (Heincke & Kaupenjohann, 1999 ; Clough et al., 2005). Sa solubilité dans l'eau augmente lorsque l'acidité, la salinité et la température diminue. Sa dissolution dans l'eau prolonge son temps de résidence et augmente ainsi la possibilité d'être réduit en  $N_2$ . Le  $N_2O$  dissout dans l'eau peut toutefois être transporté par les eaux de drainage pour être émis ailleurs (Dowdell et al., 1979; Bowden & Bormann, 1986; Sotomayor & Rice, 1996; van Cleemput, 1998; Heincke & Kaupenjohann, 1999; Well et al., 2001).

Dans notre revue de littérature (Chapuis-Lardy et al., 2007), nous nous sommes concentrés sur les flux négatifs, c'est-à-dire la consommation nette de  $N_2O$ . Cependant, les mécanismes de consommation du  $N_2O$  interviennent dans le sol y compris lorsque  $N_2O$  est émis à la surface (flux positifs) où ils sont alors masqués par une production nette. Il convient de poursuivre les efforts de recherche visant à mieux comprendre et à hiérarchiser les facteurs de contrôle agissant sur les processus microbiens, notamment ceux liés à la réduction du  $N_2O$ , et à mieux cerner les conditions qui gouvernent un quelconque changement dans le fonctionnement habituel des microorganismes (flexibilité fonctionnelle). Cette approche constitue un levier pour moduler par des pratiques adaptées les émissions de  $N_2O$  issues des sols cultivés en allant au-delà de la réduction des intrants

ou de l'amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote apporté traditionnellement proposés (Mosier et al., 1996). Cette approche centrée sur les processus biologiques à l'origine des émissions, et leurs déterminants abiotiques, nécessite une meilleure compréhension des processus de diffusion et de transport du N<sub>2</sub>O dans les sols et constitue un élément fondamental pour améliorer les bilans et les modèles d'émission.

Notre article de synthèse (Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]) est très largement cité (plus de 250 fois, selon ISI web of Science consulté mi-2015). Le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) dans son dernier rapport (IPCC, 2013) souligne qu'un certain nombre d'études depuis les premiers travaux du GIEC dans les années 1990s ont permis d'affiner les estimations à l'échelle globale. Ils citent notamment la révision des facteurs d'émissions (notamment pour les émissions du secteur agricole) proposée en 2006 dans le guide méthodologique du GIEC pour les inventaires nationaux des émissions de GES (IPCC, 2006). Ils soulignent également que des estimations globales de la fonction puits de N<sub>2</sub>O (Syakila et al., 2010 ; Syakila & Kroeze, 2011) sont maintenant disponibles grâce à l'éclairage de deux synthèses, celle de Kroeze et al. (2007) - qui se focalisent plutôt sur les échelles globales (inventaires nationaux annuels) – et la nôtre (Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]) – qui rapporte clairement l'importance de cette fonction à des échelles spatio-temporelles plus réduites.



Notre article de synthèse Chapuis-Lardy et al. (2007) cité dans le dernier rapport du GIEC (IPCC, 2013).

p. 510... "Finally, a first estimate of global N<sub>2</sub>O uptake at the surface is now available (Syakila et al., 2010; Syakila and Kroeze, 2011), based on reviews of measurements of N<sub>2</sub>O uptake in soils and sediments (Chapuis-Lardy et al., 2007; Kroeze et al., 2007). The uncertainty in this sink of N<sub>2</sub>O is large. On the global scale, this surface sink is negligible, but at the local scale it may not be irrelevant."

### 3.2.3. Les émissions de N<sub>2</sub>O en systèmes SCV

#### 3.2.3.1. Mesures *in situ*

Deux types de méthodes permettent d'apprécier les émissions de N<sub>2</sub>O *in-situ*, l'approche micro météorologique et les chambres statiques ; chaque approche présentent ses inconvénients et ses avantages (Hénault et al., 2012 ; Hensen et al., 2013). Les émissions de N<sub>2</sub>O peuvent être très variables dans le temps et dans l'espace, et ce à différentes échelles (Parkin, 1987 ; Clemens et al.,

1999 ; Stehfest & Bouwman, 2006 ; Hénault et al., 2012). Idéalement, la quantification des émissions de N<sub>2</sub>O d'une parcelle cultivée devrait reposer sur des mesures au champ réalisées fréquemment (voire en continu), toute l'année (et sur plusieurs années), et en multipliant les points de mesures pour intégrer les variabilités temporelles et spatiales. Dans les pays du Sud, la technique des chambres statiques non-automatisées reste la plus adaptée pour sa simplicité et son coût restreint (matériaux accessibles localement, manipulation manuelle sans besoin d'alimentation électrique externe, technicité limitée). Les gaz accumulés dans les chambres statiques peuvent être collectés pour une mesure ultérieure en dehors du site, voire à l'étranger (par CPG-ECD, chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électron, appareillage coûteux). Par ailleurs, cette approche permet de capturer des flux extrêmement faibles (< 1 g N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>), et est préconisée pour la comparaison des pratiques agricoles au sein d'agrosystèmes (Hénault et al., 2005) à condition d'adapter sa méthodologie et les modalités d'échantillonnage (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008). Il convient notamment d'intensifier la fréquence des mesures aux moments clés (après des événements pluvieux et/ou des apports d'intrants). Ces contraintes requièrent un effort d'échantillonnage (Parkin, 2008) et rendent le suivi manuel extrêmement lourd. La principale limite reste l'impossibilité de couvrir de grandes surfaces, les mesures restent donc ponctuelles dans le temps et dans l'espace. Ces mesures *in-situ* peuvent être extrapolées linéairement afin d'estimer les flux annuels d'un agrosystème, avec toutefois une large part d'incertitude. Malgré ces limites, les données *in-situ* collectées par la méthode des chambres statiques permettent de renseigner les bases de données mondiales, largement déficitaires en données N<sub>2</sub>O pour les milieux tropicaux (Stehfest & Bouwman, 2006).

Les situations instrumentées durant la saison culturale 2006-2007 pour le suivi des flux de N<sub>2</sub>O à l'échelle de la parcelle étaient situées dans des dispositifs expérimentaux sur les Hautes Terres malgaches (Andranomanetra et Bemasoandro, tous deux situés à quelques kilomètres au nord de la ville d'Antsirabe, au sud de la capitale, Antananarivo). Les sols sont ferrallitiques, argileux, désaturés et à caractère andique (FAO, 2006). Dans la région, les précipitations sont en moyenne de 1300 mm an<sup>-1</sup> intervenant essentiellement entre octobre et avril. Nous avons comparé des systèmes de culture en semis direct sous couverture végétale morte (mulch composé des résidus de récolte de la saison culturale précédente) au système conventionnel sous labour (manuel) et pour lequel les résidus de récolte ne sont pas restitués à la parcelle. Les cultures ciblées étaient le soja (*Glycine max*) dans le site de Bemasoandro (Rabenarivo et al., 2009 [33]) ou l'association soja+maïs (*Zea mays L.*) (Chapuis-Lardy et al., 2009b [16]) à Andranomanelatra. Pour les deux sites, les cultures étaient en rotation annuelle avec le riz pluvial (*Oryza sativa*). Les parcelles, chaulées en début de saison, étaient également amendées avec du fumier bovin et fertilisées par des engrais commerciaux, le tout n'apportant pas plus de 60 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (Chapuis-Lardy et al, 2009b [16] ; Rabenarivo et al., 2009 [33]).

Les émissions de N<sub>2</sub>O mesurées sous enceinte à la surface du sol varient de -7 à +14 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> et présentent une très forte variabilité spatiale et temporelle. La moyenne arithmétique par date et par traitement (Figure 11) est comprise entre -2.4 et 8.8 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>, sans différence significative entre les traitements semis direct sous couverture végétale (DMC) et labour (HP). Les flux augmentent après l'apport de fumier et d'engrais NPK en début de saison mais ils ne sont pas affectés par les apports d'urée au cours du cycle (Figure 11).

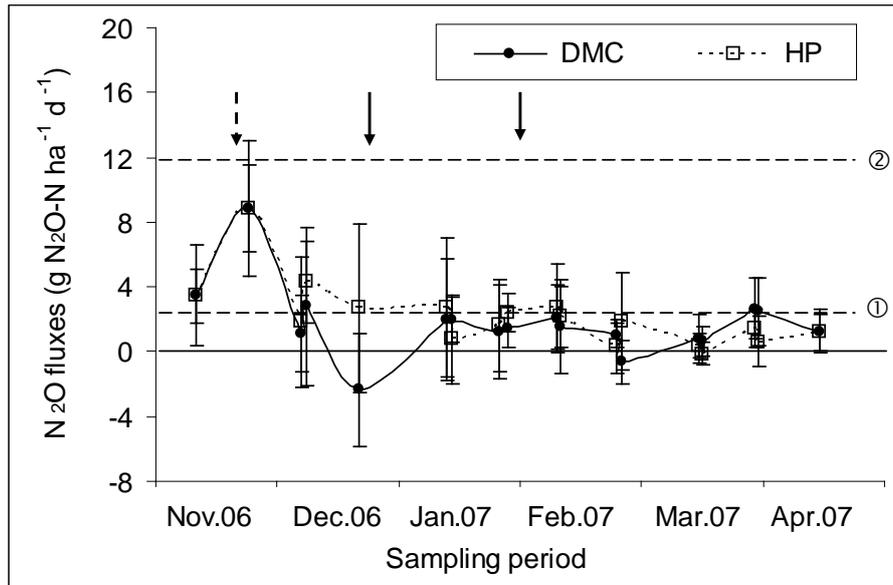


Figure 11. Emissions nettes de N<sub>2</sub>O (g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>) mesurées à la surface du sol durant la saison culturale 2006-2007 dans les systèmes en semis direct sous couverture végétale permanente (DMC) et sous labour (HP) (association culturale soja+maïs, site expérimental d'Andranomanelatra, Madagascar ; Chapuis-Lardy et al., 2009b [16]). La flèche en pointillés indique l'apport fumier + engrais NPK, les flèches pleines les apports d'urée. Les lignes ① et ② représentent respectivement les seuils d'émissions de N<sub>2</sub>O considérés comme très faibles et faibles selon Scheer et al. (2008).

Dans la région d'Antsirabe, la saison des pluies 2006-2007 a été particulièrement marquée, avec des précipitations abondantes et fréquentes ; le mois de janvier, par exemple, a comporté 29 jours pluvieux et a totalisé 700 mm de précipitations (Chapuis-Lardy et al, 2009b [16] ; Rabenarivo et al., 2009 [33]). Les sols étudiés sont des sols ferrallitiques argileux relativement peu drainants. Ainsi, durant notre campagne de mesures, le taux de saturation de l'espace poral par l'eau (WFPS) a dépassé 60% sur de longues périodes (Figure 12). Malgré ces conditions d'humidité propices au processus de dénitrification, dans ces systèmes à bas intrants (<60 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>), les quantités de N<sub>2</sub>O émises restent relativement faibles (par exemple, Figure 11 pour le site Andranomanelatra, Chapuis-Lardy et al., 2009b [16] ; les ordres de grandeur étant les mêmes pour le site de Bemasoandro, Rabenarivo et al., 2009 [33]).

Ce sol cultivé émet peu, 0,26 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> à l'échelle de la saison culturale considérée, et ce, quelle que soit la pratique culturale (Chapuis-Lardy et al., 2009 [16]). Ces faibles émissions de N<sub>2</sub>O si elles sont rapportées en équivalent carbone ne compromettent pas les bénéfices d'un meilleur stockage de carbone en système SCV (par rapport au système traditionnel). Toutefois, nous ne pouvons généraliser avec certitude un bilan de séquestration de carbone pour ces systèmes. Il conviendrait de poursuivre les mesures d'émissions de N<sub>2</sub>O sur une échelle pluriannuelle à même de couvrir l'ensemble des rotations culturales et des pratiques, et de les rapporter au bilan de stockage de carbone pour une même échelle de temps.

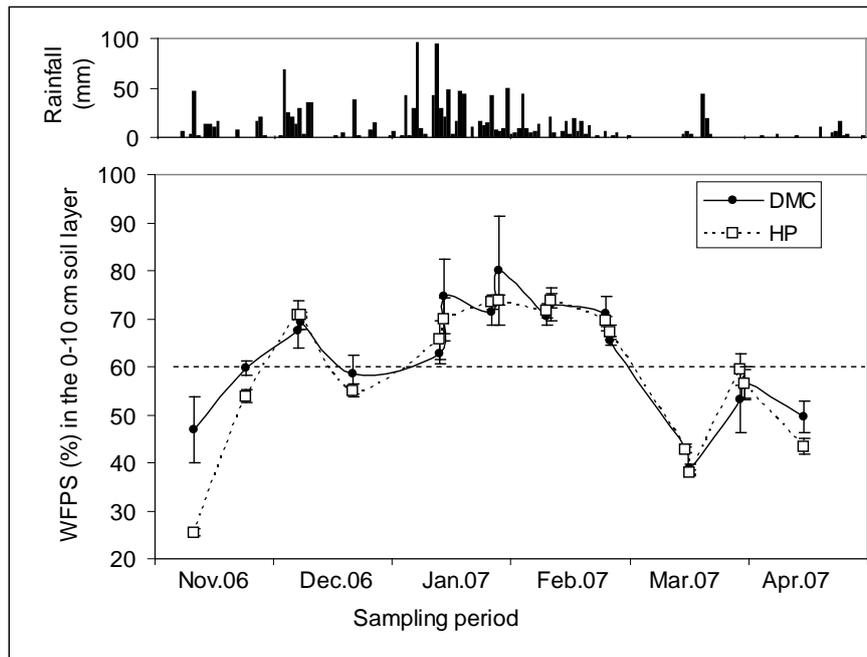


Figure 12. Pluviométrie (Rainfall, mm) et taux de saturation de l'espace poral par l'eau (WFPS, %) au cours de la saison culturale 2006-2007 pour les parcelles cultivée en association soja+maïs sous semis direct sous couverture végétale permanente (DMC, *Direct Mulching Cropping system*) ou sous labour manuel (HP, *Hand Ploughing*) (Andranomanetra, Madagascar ; Chapuis-Lardy et al, 2009b [16]). La ligne pointillée représente le seuil au-delà duquel les conditions d'humidité du sol sont favorables au processus de dénitrification.

Par ailleurs, notre étude a mis en exergue un autre point important. Sur les 213 mesures réalisées (en un point à une date, c'est-à-dire à des échelles ponctuelles dans le temps et dans l'espace), les flux ont été négatifs en 44 occasions, soit pour 20 % du jeu de données. Un grand nombre de ces flux négatifs n'ont pas été considérés comme différents de zéro mais d'autres dépassaient en amplitude le seuil des erreurs analytiques. Bien qu'il soit prématuré de définir les conditions dans lesquelles ces flux négatifs interviennent (**Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]**), il est intéressant de noter qu'ils se sont produits lorsque les concentrations en azote minéral dans le sol étaient les plus faibles (**Chapuis-Lardy et al., 2009b [16]**). Ces sols agissent donc comme un puits ponctuel et instantané de  $N_2O$  qui ne trouve cependant pas son expression lorsque l'on considère d'autres échelles de temps et d'espace, le sol restant à l'échelle globale une source de  $N_2O$ . Le caractère sporadique et variable des émissions de  $N_2O$  tient sans doute à la multitude de facteurs à même de contrôler les processus de production, de consommation et d'émissions du  $N_2O$ . Ces facteurs interagissent entre eux et s'expriment à des échelles de temps et d'espace différentes (Philippot et al., 2009 ; Butterbach-Bahl et al., 2013). Il est nécessaire de poursuivre les efforts de compréhension de ces processus et leurs facteurs de contrôle – biotiques et abiotiques – en cherchant à intégrer les différentes échelles.

Pour des raisons de coût, de contraintes de temps et de ressources humaines, il est impossible de multiplier les mesures *in-situ* des émissions de  $N_2O$  aux différentes échelles de manière à couvrir la variabilité spatio-temporelles des flux. D'autres approches peuvent permettre d'apprécier l'ordre de grandeur des flux de  $N_2O$  tout en cherchant à caractériser les processus impliqués et/ou leur facteurs de contrôle (mesure des potentialités des sols à émettre du  $N_2O$  ; utilisation de facteurs d'émissions ; modélisation ; expérimentations en conditions contrôlées).

### 3.2.3.2. *Potentiel de dénitrification*

Nos mesures au champ (**Chapuis-Lardy et al., 2009b [16]** ; **Rabenarivo et al., 2009 [33]**) ont permis de fournir un premier jeu de données de flux de  $N_2O$  pour Madagascar. Ils se limitent cependant à quelques situations sur les Hautes terres malgaches. L'île de Madagascar présente toutefois une forte diversité pédoclimatique qui peut influencer sur la capacité des sols cultivés à émettre du  $N_2O$ . Le potentiel de dénitrification est un indicateur renseignant l'aptitude des populations de microorganismes hétérotrophes présents dans les sols à émettre du  $N_2O$  par dénitrification lorsque les conditions du milieu leur sont favorables (Tiedje, 1984). Cette mesure est réalisée au laboratoire en conditions contrôlées pour, d'une part, ne pas limiter la production de  $N_2O$  (anaérobiose ; adjonction de nitrates et de carbone facilement assimilable ; température 28°C), et, d'autre part, inhiber l'activité de l'enzyme responsable de la réduction du  $N_2O$  en  $N_2$  (atmosphère enrichie en acétylène ; Yoshinari, 1977) (Lensi et al., 1985). Le rapport entre les quantités de  $N_2O$  émises en présence et en absence d'acétylène permet le calcul du rapport entre les produits finaux de la réaction de dénitrification ( $N_2O/N_2O+N_2$ ) lorsque les substrats ne sont pas limitants.

#### Prédiction par spectrométrie infra-rouge

La spectrométrie infra-rouge est une technique non-destructive, reproductible et rapide permettant de caractériser à moindre coût les propriétés des matériaux en fonction de leur capacité de réflectance d'un faisceau lumineux émis dans le proche ou le moyen infra-rouge (longueur d'onde allant de 800 à 2500 nm et au-delà de 2500 nm, respectivement ; Roberts et al., 2004). L'ensemble des spectres obtenus sur un lot d'échantillons permet une calibration (régression multiple) s'appuyant sur les valeurs du paramètre considéré obtenues par une méthode conventionnelle. Ainsi, l'équation de calibration peut être utilisée pour prédire la valeur du paramètre pour un nouveau lot d'échantillons. Pour augmenter la qualité de prédiction, divers pré-traitements du jeu de données spectrales sont possibles et plusieurs modèles de régression peuvent être utilisés (logiciel WinISI), soit un modèle unique pour tous les échantillons du lot (calibration globale) soit un modèle spécifique à chaque échantillon construit en n'utilisant que les échantillons dont les spectres sont similaires (calibration LOCAL). En Science du sol, la spectrométrie infra-rouge est couramment utilisée depuis les années 90s, donnant notamment d'excellents résultats pour la détermination des teneurs de carbone et d'azote du sol (Reeves et al., 1999; Chang et al., 2001; Ludwig et al., 2002; Barthès et al., 2006; Brunet et al., 2007). La technique a ensuite été utilisée pour tenter d'estimer des paramètres biologiques du sol comme la biomasse microbienne, les fractions organiques ou les taux de minéralisation (Reeves et al., 1999; Chang et al., 2001; Ludwig et al., 2002 ; Barthès et al., 2008b). Des résultats prometteurs ont été obtenus pour la caractérisation du potentiel de dénitrification pour des lots d'échantillons très homogènes (Schimann et al., 2007; Cécillon et al., 2008). En 2009, mes collègues de l'UMR, spécialistes du domaine, B. Barthès et D. Brunet, ont collectés plusieurs jeux d'échantillons de sols tropicaux pour lesquels les données de potentiel de dénitrification étaient disponibles et mesurées avec le même protocole (Lensi et al., 1985). Ils ont ainsi rassemblé un lot relativement hétérogène constitué de 460 échantillons de sols de surface collectés sous culture, plantation d'arbres, savanne ou forêt (Madagascar, Congo-Brazzaville, Brésil et Guyane française), parmi lesquels les échantillons du sol ferrallitique argileux de Bemasoandro, cultivé sous SCV. Le jeu de données est suffisamment important pour le répartir en deux lots, l'un utilisé pour la calibration du modèle (n=200) et l'autre pour sa validation indépendante (n=260). La prédiction du potentiel de dénitrification réalisée par spectrométrie proche infra-rouge est bonne puisqu'elle permet de

construire un modèle aux paramètres<sup>7</sup> satisfaisants ( $R^2_{\text{val}} = 0,79$  ; RDP = 2,2 ; après calibration LOCAL, Figure 13 ; Barthès et al., 2010 [11]).

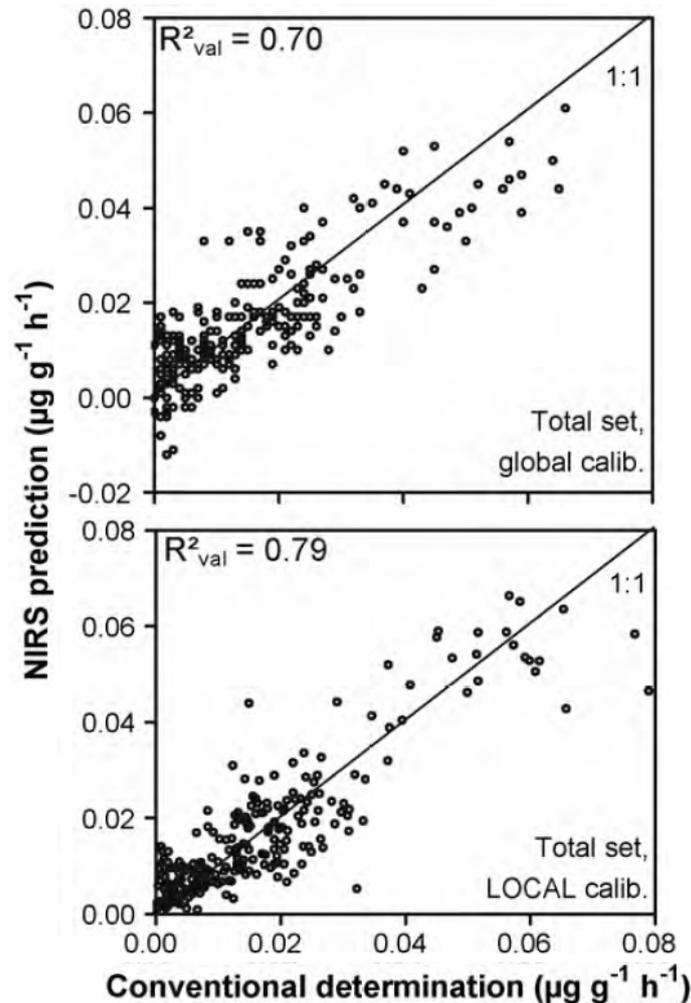


Figure 13. Comparaison des valeurs du potentiel de dénitrification du lot de validation ( $n=260$ ), obtenues par une mesure conventionnelle (Lensi et al., 1985) ou prédites par spectroscopie proche infra-rouge après calibration globale ou LOCAL (d'après Barthès et al., 2010 [11]).

Si les échantillons sont répartis en lot selon leur provenance géographique ou leur classe texturale (sols argileux vs. sableux), le nombre d'échantillons par lot ne permet plus effectuer une validation indépendante. Le coefficient le plus élevé obtenu sur les modèles de calibration est celui correspondant aux échantillons argileux de Bemasoandro (Figure 14 ;  $R^2_{\text{cal}} = 0,94$  ; RPD = 3). Ainsi la spectrométrie proche infra-rouge se révèle performante pour caractériser le potentiel de dénitrification notamment pour un lot d'échantillons argileux très homogène.

<sup>7</sup>  $R^2_{\text{val}}$  est le coefficient de détermination entre valeurs prédites obtenu lors de la validation externe (lot indépendant de celui de la calibration) et valeurs mesurées ;  $R^2_{\text{cal}}$  caractérise une validation croisée effectuée avec une partie du lot ayant servi à la calibration - ce type de validation est pratiqué lorsque le nombre d'échantillons dans la population n'est pas suffisant pour une validation indépendante ; RPD est le rapport entre l'écart type et l'erreur standard (associés à la moyenne du lot de validation) - la précision du modèle sera jugé bonne lorsque  $RPD > 2$  et correct si  $1,6 < RPD < 2$  (Chang et al., 2001 ; Dunn et al., 2002).

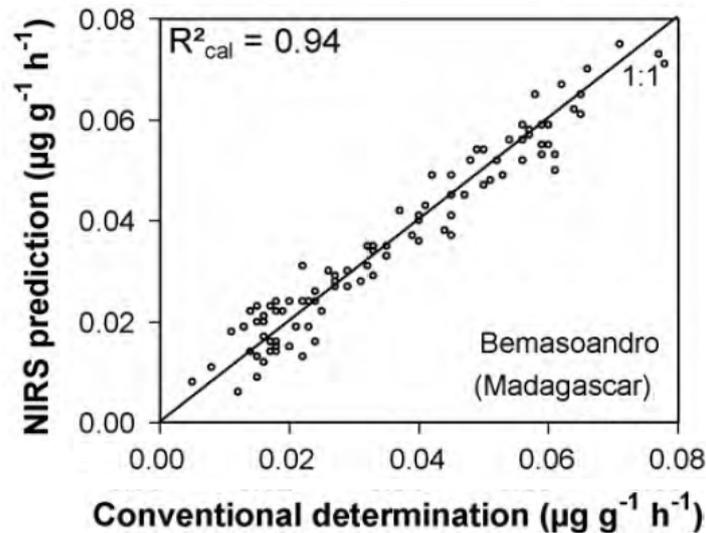


Figure 14. Comparaison des valeurs du potentiel de dénitrification des échantillons du sol ferrallitique argileux de Bemasoandro (n=108), obtenues par une mesure conventionnelle (Lensi et al., 1985) ou prédite par spectroscopie proche infra-rouge après calibration globale (d'après Barthès et al., 2010 [11]).

Dans le cadre de la thèse de Michel Rabenarivo (Université d'Antananarivo, 2007-2011 ; doctorant que j'ai encadré), le potentiel de dénitrification a été déterminé sur 360 échantillons de sol prélevés en surface (prof. 0-5 cm) dans différents contextes pédoclimatiques et sous diverses situations cultivées à Madagascar (tableau 2). L'objectif de ces travaux était de renseigner les potentialités d'émission de  $N_2O$  par dénitrification pour les principaux types de sols cultivés en SCV à Madagascar. L'approche a permis de poursuivre les efforts d'appréciation des outils de spectroscopie infra-rouge en comparant les techniques dans le proche (*NIR, near infra-red*) et moyen infra-rouge (*MIR*). La démarche a été étendue pour apprécier les performances de l'outil spectral dans la détermination de la respiration microbienne induite par un substrat (Substrate Induced Respiration, SIR), autre indicateur du métabolisme microbien dans le sol (Sparling, 1995).

Pour cette population relativement hétérogène, les prédictions du potentiel de dénitrification par spectrométrie proche infrarouge sont dans l'ensemble décevantes ( $R^2_{val} \leq 0,61$  ;  $RPD = 1,5$ ), sauf en cas d'étalonnage LOCAL sur la sous-population argileuse ( $R^2_{val} = 0,74$  ;  $RPD = 1,9$  ; figure 15 ; d'après **Rabenarivo et al., 2013 [5]**). Pour notre jeu d'échantillons représentatifs des grands types de sols tropicaux, la qualité des prédictions est de manière générale meilleure par spectrométrie proche infra-rouge, quel que soit le paramètre – teneurs de carbone, d'azote, respiration induite par un substrat ou potentiel de dénitrification – et quel que soit le modèle de calibration, globale vs. LOCAL (**Rabenarivo et al., 2013 [5]**). Cette supériorité de la NIRS pourrait être liée à l'abondance dans ces sols de minéraux secondaires dont la signature dans le moyen infra-rouge masquerait celle de la matière organique, impactant ainsi les informations rendues par les spectres.

Tableau 2. Localisation et caractéristiques des sites étudiés à Madagascar pour leur potentialité à émettre du N<sub>2</sub>O par dénitrification (d'après Rabenarivo et al., 2013 [5]).

Site No.	Site location	Elevation (m)	Mean rainfall (mmyr <sup>-1</sup> )/ air temperature (°C)	Soil type <sup>a</sup> (CPCS/FAO)	Average clay-silt-sand (%) <sup>b</sup>	Land use <sup>c</sup>
1	Antsirabe— Andranomanelatra 19°46' S, 47°06' E N= 48	1650	1600/16	Ferrallitic soil/ Ferralsol	60–20–20	CT (1 × 2 × 6), DMC (1 × 4 × 6), Fallow (1 × 2 × 3), Farmed plot (1 × 2 × 3)
2	Manakara—Andasy 22°12' S, 47°50' E N= 60	50	2500/23	Ferrallitic soil/ Ferralsol	45–40–15	DMC (2 × 4 × 6), Fallow (1 × 2 × 3), Farmed plot (1 × 2 × 3)
3	Antsirabe— Antsapanimahazo 19°40' S, 47°09' E N= 18	1700	1600/16	Ferrallitic soil/ Ferralsol	35–40–25	CT (1 × 1 × 6), DMC (1 × 1 × 6), Fallow (1 × 2 × 3)
4	Tulear—Andranovory 23°07' S, 44°13' E N= 36	440	700/28	Ferrallitic soil/ Cambisol	30–25–45	DMC (2 × 3 × 3), Fallow (1 × 2 × 3), Farmed plot (1 × 2 × 3)
5	Antsirabe—Ivory 19°33' S, 46°24' E N= 30	940	1200/16	Ferrallitic soil/ Ferralsol	30–35–35	CT (1 × 1 × 6), DMC (1 × 2 × 6), Fallow (1 × 2 × 3), Farmed plot (1 × 2 × 3)
6	Alaotra Lake— Marololo Baiboho 17°32' S, 48°31' E N= 78	770	1200/20	Alluvial soil/ Fluvisol	20–20–60	CT (2 × 3 × 6), DMC (2 × 3 × 6), Farmed plot (1 × 2 × 3)
7	Alaotra Lake— Marololo Tanety 17°32' S, 48°32' E N= 54	800	1200/20	Ferrallitic soil/ Ferralsol	20–35–45	CT (2 × 1 × 6), DMC (2 × 3 × 6), Fallow (1 × 2 × 3)
8	Tulear—Sakaraha 22°54' S, 44°37' E N= 36	640	800/28	Ferruginous soil/ Arenosol	10–10–80	DMC (2 × 4 × 3), Fallow (1 × 2 × 3), Farmed plot (1 × 2 × 3)

<sup>a</sup> According to the CPCS (1967) and FAO (2006) classifications.

<sup>b</sup> From Razafimbelo 2005

<sup>c</sup> CT—conventional tillage with crop residues exportation, DMC—direct seeding mulch-based cropping systems; the figures refer to: (i) the number of “input” sub-treatments per treatment × (ii) the number of plot replicates per sub-treatment × (iii) the number of composite samples per plot, respectively.

Les longueurs d'onde qui contribuent le plus à une bonne prédiction du potentiel de dénitrification sont celles correspondant aux composés organiques azotés, notamment ceux contenant des radicaux 'amide' (i.e. un atome d'azote lié à un groupe carbonyle), et aux composés carbonés comme la cellulose ou les molécules aux groupements CH<sub>3</sub> ou CH<sub>2</sub> (Barthès et al., 2010 [11]). Ceci souligne l'importance de la qualité des matières organiques dans la régulation de la dénitrification.

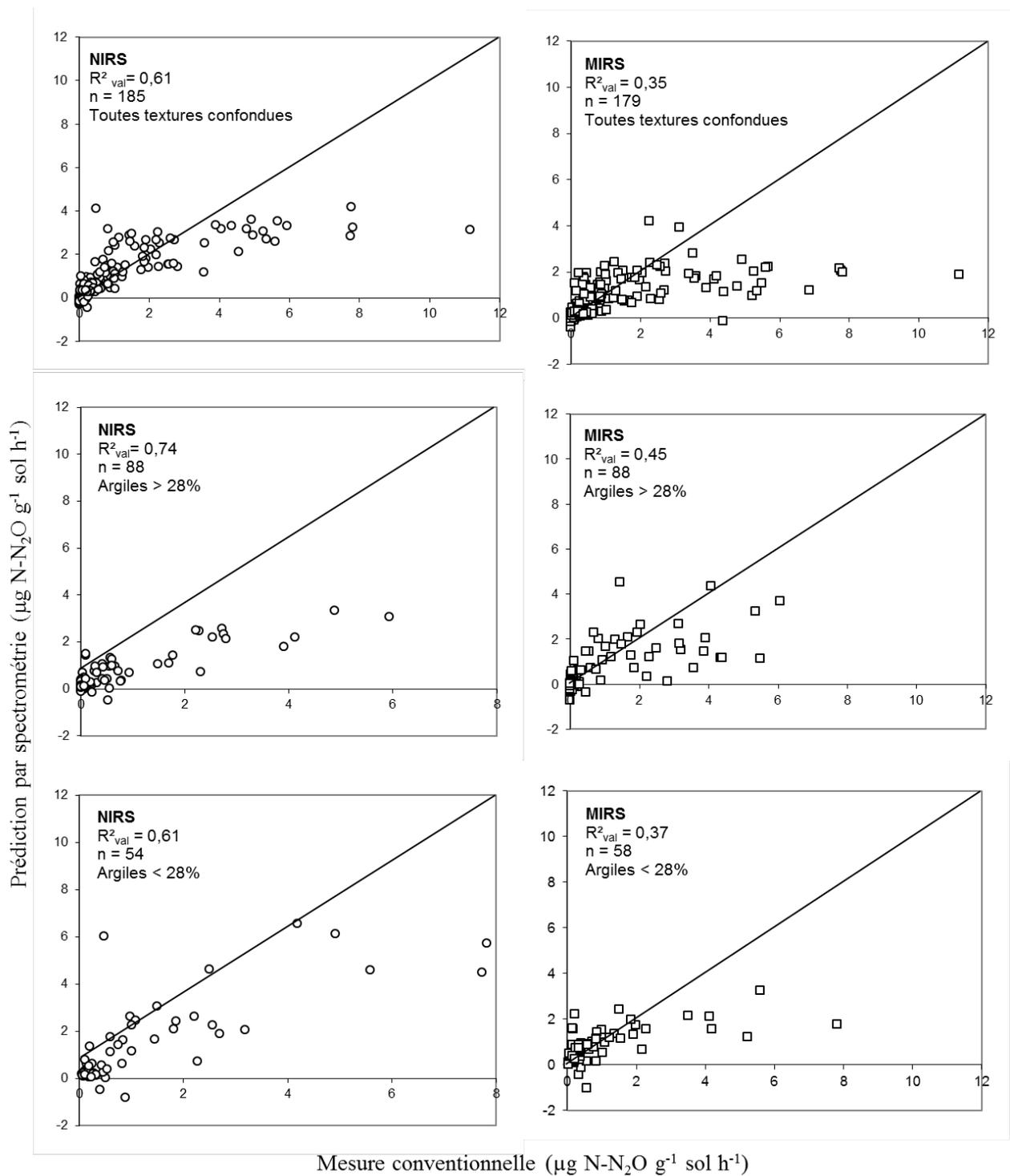


Figure 15. Comparaison des valeurs du potentiel de dénitrification obtenues par une mesure conventionnelle (Lensi et al., 1985) ou prédite par spectroscopie proche (NIRS, graphes de gauche) ou moyen infra-rouge (MIRS, graphes de droite) après calibration LOCAL et pour tous les échantillons du lot de validation ou selon la texture (d'après Rabenarivo et al., 2013 [5])

## Potentiel de dénitrification dans les différentes régions agroécologiques de Madagascar

Pour les 360 échantillons de sols étudiés par M Rabenarivo (Tableau 2), le potentiel de dénitrification potentielle est relativement faible, variant de  $<0,01$  à  $11,2 \mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  selon le site et le système. En condition contrôlées et optimales à la production de  $\text{N}_2\text{O}$  par dénitrification, le produit final de la chaîne de réaction est majoritairement le  $\text{N}_2\text{O}$  (Rapport  $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2) > 0,5^\circ$ ).

Les valeurs moyennes les plus élevées ( $2,0$  et  $1,6 \mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) sont observées pour les sols argileux peu drainants (Tableau 2 ; Sites 1 et 2 respectivement) ; c'est également pour les sols à texture fine que le potentiel de dénitrification est le plus fortement corrélé aux teneurs totales de carbone et d'azote ( $R^2 \sim 0,4$  ;  $p < 0,001$  ; **Rabenarivo et al., 2013 [5]**).

Pour un apport en intrants azotés équivalent, les sols sous systèmes en semis direct sous couverture végétale (SCV) présente de manière générale un potentiel de dénitrification plus élevé ( $<0,01$  à  $3,6 \mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  selon le site) que les sols gérés de façon conventionnelle ( $<0,01$  à  $0,9 \mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ). Dans le cadre d'une étude complémentaire, menée avec des collègues microbiologistes (UMR Eco&Sols, INRA Dijon, CEFÉ-CNRS), dans un autre site proche d'Antsirabe sur les Hautes Terres malgaches, nous avons constaté que cette augmentation du potentiel de dénitrification était sans lien avec le niveau de fertilisation azotée (**Baudoin et al., 2009 [14]** ; figure 16). Ces résultats suggèrent que les systèmes SCV développés sur les sols ferrallitiques argileux influent sur d'autres propriétés à même de contrôler la production de  $\text{N}_2\text{O}$  (i.e. aération et WFPS). Au-delà des conséquences du non-labour sur les propriétés physiques du sol, le maintien des résidus de récolte à la surface du sol influe sur la dynamique de l'eau (évaporation, infiltrabilité, ...), contribue à la création de microsites anaérobies (Tiedje, 1984), et fournit un surplus de substrats carbonés et azotés propices aux activités microbiennes (Reddy, 1982).

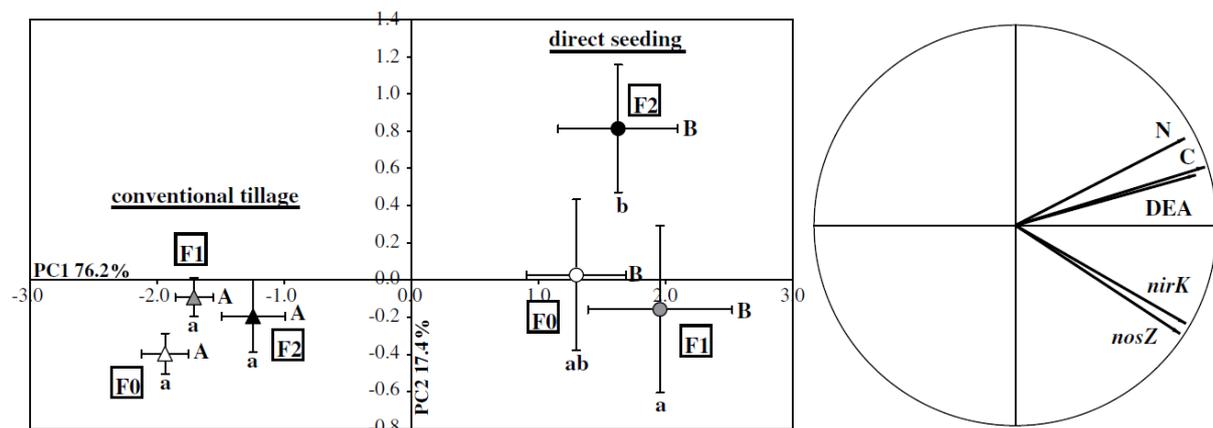


Figure 16. Analyse en composantes principales (et cercle de corrélation associé) des variables mesurées dans les sols d'une culture de soja conduite sous SCV ou en labour traditionnel sur sol ferrallitique argileux (Antsirabe, Madagascar ; Baudoin et al., 2009 [14]) : teneurs en C et N du sol, densités des genes *NirK* et *NosZ* et potentiel de dénitrification (DEA, Denitrifying Enzyme Activity (n = 54). La couleur des symboles fait référence au gradient de fertilisation (F0: Aucun apport, F1: Fumier, F2: fumier et NPK, respectivement).

Il existe une corrélation linéaire entre le potentiel de dénitrification et la biomasse des communautés dénitrifiantes mesurées au travers de l'abondance des gènes NirK et NosZ codant respectivement pour les enzymes nitrite réductase et N<sub>2</sub>O réductase ( $R^2$  moyen  $\sim 0,33$  ;  $P < 0,001$  ; Figure 17, Baudoin et al., 2009 [14]).

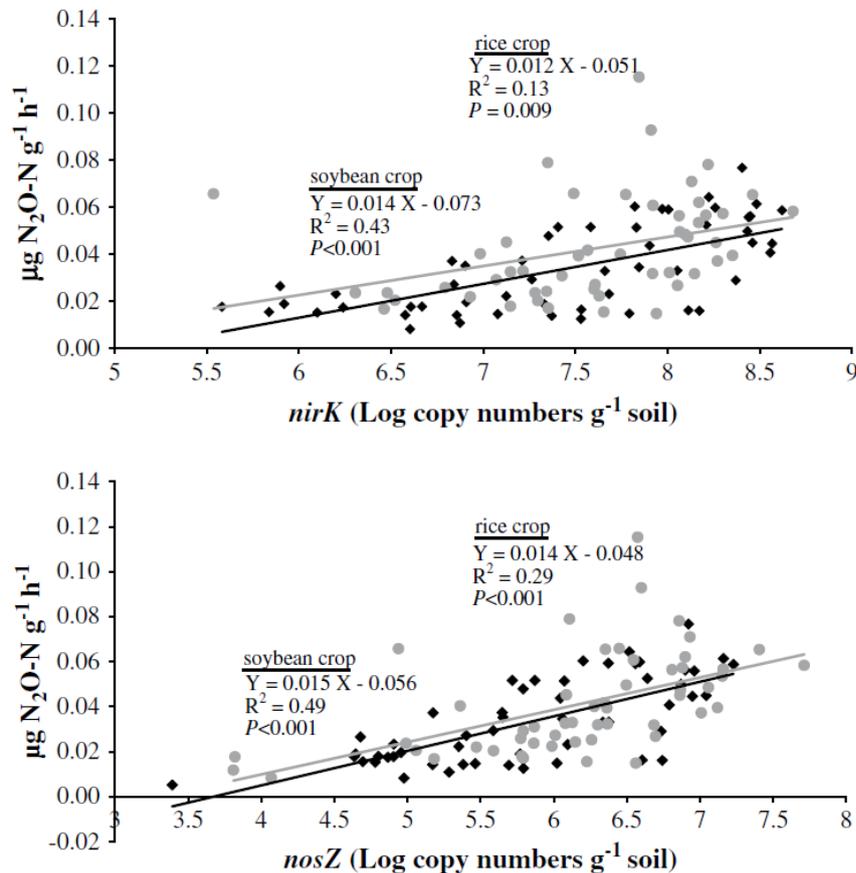


Figure 17. Régression linéaire entre le potentiel de dénitrification et les densités des gènes NirK et NosZ des échantillons de surface collectés sous culture de soja (triangles noirs) et de riz pluvial (cercles gris) conduites sous SCV ou labour traditionnel à Bemasoandro (Antsirabe, Madagascar ;  $n=54$  ; tous traitements de fertilisation confondus ; Baudoin et al., 2009 [14]).

Toutefois, la faiblesse des coefficients de régression et la pente des droites de régression dénotent une faible valeur prédictive de ces régressions. Bien que le nombre de copies de gènes renseigne sur la taille de la communauté, ce paramètre ne donne pas d'information sur la part active de cette communauté (Martin et al., 1988; Dandie et al., 2008). Par ailleurs, les traitements agronomiques peuvent induire des changements dans la composition de la communauté des dénitrifiants – sans que cela n'affecte la taille de cette communauté. Les populations ayant d'autres activités spécifiques ou dont les enzymes de la chaîne de dénitrification sont plus sensibles aux conditions édaphiques peuvent ainsi être avantagées (Cavigelli & Robertson, 2000 ; Chèneby et al., 2009).

## 3.2.3.3. Expérimentations en conditions contrôlées

## Apports organiques et minéraux

Les fermiers malgaches fertilisent traditionnellement leurs champs par un apport régulier de fumier de bovin. Lorsqu'ils en ont les moyens, ils complètent par un apport d'engrais minéraux, le plus souvent sous forme NPK combiné avec de l'urée ; les engrais combinant phosphate et ammonium sont également disponibles à Madagascar. Par ailleurs, les systèmes de semis direct sous couverture végétale que nous avons étudiés intègrent la restitution des résidus de récolte sous forme de paillis. Un apport combiné d'amendements organiques et de fertilisants minéraux influence la dynamique de l'azote, notamment son degré d'immobilisation dans le sol (e.g., Tifton et al., 2008). Les mesures *in-situ* que nous avons réalisées sur les Hautes Terres montrent que les quantités nettes de N<sub>2</sub>O émises vers l'atmosphère par les sols de ces systèmes à bas intrants restent relativement faibles mais notre approche de terrain ne permet pas d'appréhender finement les facteurs pouvant influencer les flux (Chapuis-Lardy et al., 2009b [16] ; Rabenarivo et al., 2009 [33]). Dans le cadre de la thèse de M. Rabenarivo, nous avons conduit une expérimentation en mésocosmes afin d'examiner comment différents apports organiques et minéraux (Tableau 3) influent sur les émissions de N<sub>2</sub>O (et de CO<sub>2</sub>) lorsque le sol est ou non suffisamment aéré (WFPS de 40 et de 90 % ; respectivement) (Rabenarivo et al., 2014 [4]). Le sol ayant servi à cette incubation en laboratoire provient de l'horizon de surface d'un sol ferrallitique limoneux (pH<sub>eau</sub> = 5,2 ; 19 mg C total g sol<sup>-1</sup> ; 1,9 mg N total g sol<sup>-1</sup>) prélevé dans une prairie à dominance *Aristida sp.* (non fertilisée, non amendée) dans une région clé de l'agriculture malgache (Ambatrodrazaka, région du Lac Alaotra).

Tableau 3. Traitements et quantités de produits associés utilisés dans la simulation en condition contrôlée des apports organiques et minéraux d'un système SCV (Rabenarivo et al., 2014 [4]).

	Matter inputs to soil				N input / treatment	
	manure (M)	crop residues (Res)	NPK	DAP <sup>a</sup>	urea (U)	/ kg N ha <sup>-1</sup> / % of soil N
<b>Inputs<sup>b</sup></b>						
Mg DM <sup>c</sup> ha <sup>-1</sup>	5	4	0.15	0.13	0.10	
(kg N ha <sup>-1</sup> )	(110)	(44)	(16.5)	(26)	(46)	
<b>Treatments</b>						
Control (Ctrl)						0 / 0
M	x					110.0 / 5.7
M-NPK-U	x		x		x	172.5 / 8.9
M-DAP-U	x			x	x	182.0 / 9.4
MRes	x	x				154.0 / 7.9
MRes-NPK-U	x	x	x		x	216.5 / 11.2
MRes-DAP-U	x	x		x	x	226.0 / 11.7

<sup>a</sup> DAP, di-NH<sub>4</sub>-phosphate

<sup>b</sup> values in kg ha<sup>-1</sup> were calculated using the observed bulk density (1.02 g cm<sup>-3</sup>)

<sup>c</sup> DM = dry matter

Les émissions de N<sub>2</sub>O dépendent du traitement, du temps d'incubation et de leurs interactions. Lorsque les sols n'ont reçu aucun apport (Ctrl) et en conditions aérobies (40% WFPS), les valeurs de flux sont légèrement négatives (Figure 18 ; Rabenarivo et al., 2014 [4]).

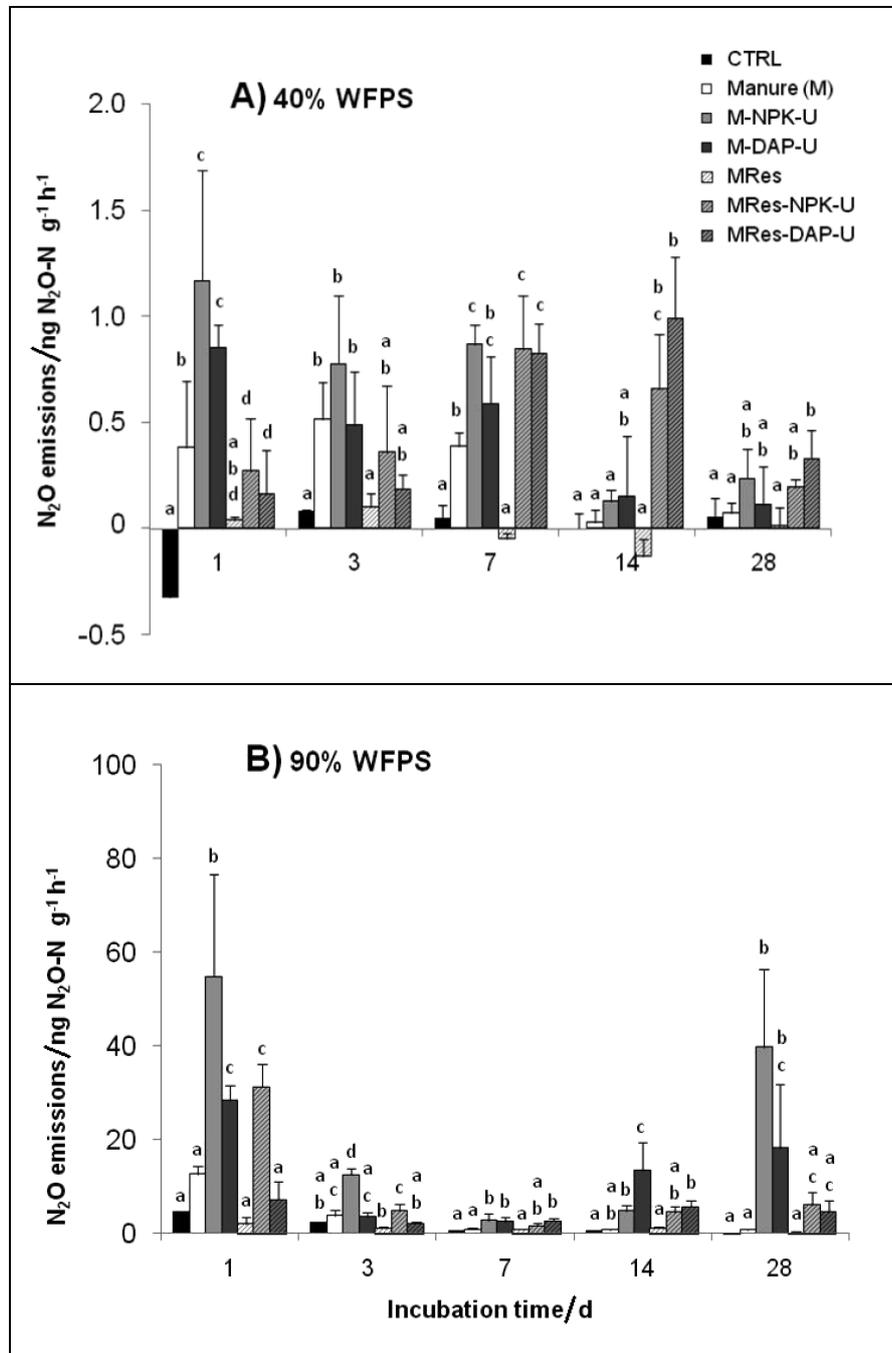


Figure 18. Flux de N<sub>2</sub>O (ng N<sub>2</sub>O-N g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) issus de chaque traitement en conditions contrôlées en fonction de l'aération du sol dans les mésocosmes, (A) 40 et (B) 90% du taux de saturation de l'espace poral par l'eau (WFPS). Notez la différence d'échelle sur l'axe y entre les deux graphes. Deux lettres différentes témoignent d'une différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les moyennes par traitement ( $n=3$ ) pour une même date (Rabenarivo et al., 2014 [4]).

D'autres flux négatifs ont été observés durant nos incubations à un WFPS de 40% (Figure 18). L'activité des microorganismes hétérotrophes durant la décomposition du fumier et des résidus de récolte apportés conjointement (Traitement MRes, figure 18) génère sans doute des microsites anaérobies mais également une immobilisation de l'azote pouvant expliquer ces valeurs négatives. Les bactéries nitrifiantes présentes en milieu aérobie sont capables de dénitrifier lorsque les conditions deviennent temporairement limitantes en O<sub>2</sub> (Wrage et al., 2001). Le N<sub>2</sub> est le produit final dominant de la chaîne de dénitrification lorsque la disponibilité en C est accrue (Miller et al., 2009). Nous avons vu dans un précédent paragraphe que le N<sub>2</sub>O pouvait être réduit en N<sub>2</sub> y compris en milieu aéré, notamment lorsque les teneurs en azote minéral dans le sol sont faibles (**Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]**).

Lorsque le sol suffisamment aéré (40% WFPS, Figure 18A) reçoit une fertilisation en azote minéral, le sol émet du N<sub>2</sub>O, les teneurs en ammonium diminuent et celles en nitrates augmentent démontrant que la nitrification est un processus actif malgré l'acidité du sol, peut-être par la présence de microsites moins acides ou de microorganismes plus tolérants (nitrifiants hétérotrophes ; Islam et al., 2007). Par ailleurs, l'addition d'urée conduit à une augmentation de la teneur en ammonium et favorise la nitrification même en milieu acide (Bremner, 1997 ; Khalil et al., 2007).

Lorsque le sol n'est plus suffisamment aéré (90% WFPS ; Figure 18B), les flux issus du traitement sans apport deviennent positifs mais ces émissions sont extrêmement faibles (< 5 ng N<sub>2</sub>O-N g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>). Pour les autres traitements, les émissions de N<sub>2</sub>O augmentent en relation avec les apports en azote minéral. Les flux sont près de 46 fois supérieurs à ceux observés en milieu plus sec, montrant l'importance des processus de dénitrification en conditions peu oxygénées, et la dépendance à la disponibilité des substrats. Nos observations (augmentation du N<sub>2</sub>O émis pour une quantité de nitrates inchangée) suggèrent l'implication des bactéries nitrifiantes lorsque le di-ammonium phosphate (DAP) est ajouté au sol y compris en conditions anaérobies. La faiblesse des intrants azotés dans les systèmes SCV malgaches, l'immobilisation de l'azote après un apport de résidus de récolte pourraient être responsables des émissions limitées que nous observons (**Chapuis-Lardy et al., 2009 [16]** ; **Rabenarivo et al., 2009 [33]** ; **Rabenarivo et al., 2014 [4]**) et impliquent sans doute d'autres processus que la nitrification autotrophe et la dénitrification hétérotrophe *sensu stricto*. L'apport de résidus et l'utilisation du DAP (plutôt que l'engrais NPK) semblent des options à considérer pour diminuer les émissions nettes de N<sub>2</sub>O dans ces systèmes pour satisfaire à la fois des objectifs de productivité agricole et d'atténuation des émissions. Toutefois, les travaux à développer doivent considérer la qualité des résidus apportés (C/N et teneurs en lignine et en polyphénols), l'importance d'un apport simultané P & N, et les interactions avec la croissance des plantes cultivées au laboratoire et sur le terrain.

### Impact de la macrofaune du sol

Le mode de gestion du sol est susceptible de modifier l'activité faunique avec des conséquences directes sur les propriétés édaphiques, notamment la diversité et l'abondance des habitats microbiens (i.e. agrégats d'origine biologique) ou l'aération du sol. De nombreux travaux soulignent l'importance de la macrofaune du sol (e.g., Lavelle et al., 1997 ; Brauman et al., 2000 ; **Blanchart et al., 2008 [38]**, **2014 [53]**) comme facteur de régulation de l'abondance, la distribution, l'activité et la diversité des microorganismes du sol, et indirectement des flux de N<sub>2</sub>O du sol vers l'atmosphère

(e.g., Matthies et al., 1999 ; Bertora et al., 2007; Speratti and Whalen, 2008). Dans les systèmes en semis direct sous couverture végétale à Madagascar, l'abondance des vers de terre dans l'horizon superficiel du sol peut atteindre 119 individus par mètre carré (Coq et al., 2007). Alors qu'un ver géophage, tel que *Pontoscolex corethrurus*, est capable d'ingérer des quantités importantes de sol (de l'ordre de 250 t par hectare et par an ; **Chapuis-Lardy et al., 2009 [15]**), son intestin offre des conditions particulières (anoxie, disponibilité en C facilement assimilable et en azote minéral, température) qui stimulent les microorganismes dénitrifiants présents dans le sol ingéré et induisent une production nette de N<sub>2</sub>O par le ver (Karsten & Drake, 1997; Horn et al., 2003; Drake & Horn, 2006 ; Horn et al., 2006) et dans les turricules qu'il produit (Svensson et al., 1986; Matthies et al., 1999; Bertora et al., 2007). Toutefois les quelques études menées en conditions contrôlées pour des situations tempérées suggèrent que l'impact des vers de terre sur les flux de N<sub>2</sub>O varie en fonction du type de sol et du groupe fonctionnel auquel appartient l'espèce de ver de terre considérée (Anécique/Epigé/Endogé ; e.g., Speratti & Whalen, 2008). Au milieu des années 2000s, aucune étude n'avait encore porté sur le sujet pour des situations tropicales. Les expérimentations que nous avons menées au laboratoire à Madagascar n'ont pas permis de montrer de différence dans les flux de N<sub>2</sub>O mesurés sur 35 jours à la surface de mésocosmes contenant ou non des vers de terre géophages (Figure 19 ; **Chapuis-Lardy et al., 2010 [12]**).

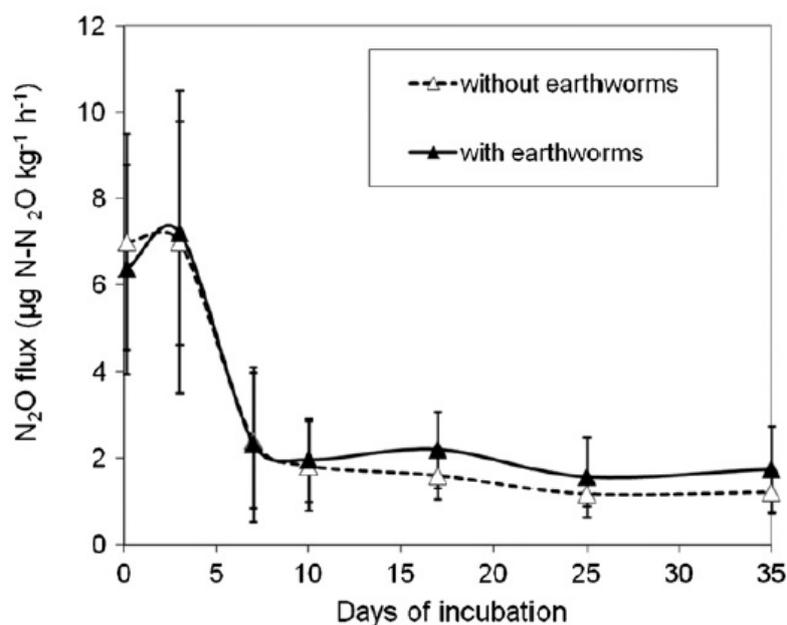


Figure 19. Emissions de N<sub>2</sub>O issues d'un sol ferrallitique argileux (Antsirabe, Madagascar) maintenu durant 35 jours en conditions de laboratoire (40% d'humidité et 25°C) dans des mésocosmes contenant ou non les vers de terre géophages *P. corethrurus* (Chapuis-Lardy et al., 2010 [12]) ; les barres représentent l'écart type (n=7).

Toutefois, nous avons pu constater que les déjections des vers de terre se démarquent du sol environnant en termes de communautés microbiennes (analyses EL-FAME & DGGE), et de potentiels de dénitrification et de respirométrie, indicateurs des activités microbiennes responsables des émissions de N<sub>2</sub>O et CO<sub>2</sub> (**Chapuis-Lardy et al., 2010 [12]**; **Bernard et al., 2012 [9]**). L'abondance relative des gènes codant pour les enzymes impliquées dans la chaîne de dénitrification est significativement plus élevée dans les turricules, mais le ratio nirK/nosZ est inchangé (Tableau 4 ;

**Chapuis-Lardy et al., 2010 [12]).** Le N<sub>2</sub>O, potentiellement produit en plus grande quantité, est réduit en N<sub>2</sub> et sans incidence sur les émissions nettes de N<sub>2</sub>O à l'échelle du turricules.

Tableau 4. Rendements d'extraction en acides nucléiques, nombre de copies de gènes ADNr 16S et densité relative en gènes *nirK* et *nosZ* dans les échantillons de sol témoin (Ctrl ; mésocosmes sans ver), de sol non ingéré par les vers de terres (NI, mésocosmes avec vers) et dans les turricules de *P. corethrurus* (issus des mêmes mésocosmes avec vers que NI ; n = 5 ; Chapuis-Lardy et al., 2010 [12])

	Ctrl	NI	Casts
Nucleic acid yield (µg g <sup>-1</sup> soil)	12.69 a	16.36 a	14.11 a
16S rRNA gene density (no. of gene copies g <sup>-1</sup> soil)	3.9 × 10 <sup>8</sup> a	4.7 × 10 <sup>8</sup> a	2.2 × 10 <sup>8</sup> b
Denitrification genes <sup>a</sup> (% of 16S rRNA gene density)			
<i>nirK</i>	0.18 a	0.16 a	0.26 b
<i>nosZ</i>	0.04 a	0.03a	0.06 b
<i>nosZ:nirK</i>	0.21 ab	0.16 b	0.24 a

Different suffix letters within a row indicate significant differences between soils and casts at  $P < 0.05$ .

<sup>a</sup> Based on the gene copy number per ng of nucleic acid material.

Nos observations confirment que les déjections de vers de terre sont un lieu privilégié (« hotspot ») des activités microbiennes (**Bernard et al, 2012 [9]**), notamment dénitrifiantes (**Chapuis-lardy et al, 2010 [12]**) mais percevoir les effets des changements induits aux échelles spatio-temporelles supérieures reste un véritable challenge. Nos études n'ont porté que sur une espèce de ver de terre et donc un seul groupe fonctionnel, il conviendrait d'intégrer la complexité des assemblages spécifiques ou trophiques tels qu'observés en situation naturelle (**Brauman et al., 2010 [106]** ; **Blanchard et al., 2014 [53]**).

#### 3.2.3.4. Facteurs d'émission

L'approche terrain basée sur la mesure des flux *in-situ* dans un jeu de parcelles, malgré toutes les limites que nous avons déjà évoquées, permet d'affiner l'estimation des flux à des échelles de temps et d'espace plus globales préconisées par le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC). L'approche de niveau 1 proposée par le GIEC s'appuie sur l'utilisation de facteurs d'émissions (EF) de référence dont les valeurs, établies après une revue de la littérature sont communes à tous les pays, et présentées dans les lignes directrices du GIEC. Ainsi, pour les sols cultivés (hormis les rizières), les émissions de N<sub>2</sub>O sont considérées comme proportionnelles à la quantité d'azote apporté à la parcelle sous forme d'intrants (engrais minéraux, amendements organiques, résidus de récolte) à hauteur de 1% (IPCC, 2006) : 0,01 kg N sont émis sous forme N<sub>2</sub>O (avec toutefois un intervalle de confiance allant de 0,003 à a 0,03 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>) par kg d'azote apporté par hectare (IPCC, 2006). Dans cette logique, réduire les émissions ne serait possible qu'en réduisant les intrants, tout autre levier susceptible de moduler les émissions étant négligé. Cette valeur par défaut est basée sur un grand nombre de mesures (Bouwman et al., 2002a,b; Stehfest & Bouwman, 2006; Novoa & Tejeda, 2006) dont la distribution montre toutefois une forte variabilité. Cette variabilité est fonction des caractéristiques du sol (notamment, texture et teneurs en carbone organique), du climat, de la plante cultivée et des pratiques culturales (travail du sol ; quantité, formes et modalités d'application des intrants azotés, etc.) (e.g., Stehfest & Bouwman, 2006). Les experts du GIEC encouragent donc fortement à baser les inventaires nationaux des émissions de gaz

à effet de serre sur une approche dite de niveau 2 qui visent à développer et utiliser des facteurs d'émissions adaptés aux situations propres à chaque pays (IPCC, 2001). Par une approche statistique basée sur des références locales, cette méthode prend en compte l'ensemble des facteurs à même d'affecter les émissions de N<sub>2</sub>O. Le prérequis est bien entendu de disposer au préalable de mesures d'émissions spécifiques à une situation donnée et de les replacer dans un inventaire des caractéristiques du milieu et des pratiques agricoles représentatives de la réalité agricole du pays.

En nous basant sur nos mesures réalisées en 2006 et 2007 sur les Hautes Terres malgaches, nous avons pu calculer le facteur d'émissions (EF) pour la situation étudiée (tableau 5, **Chapuis-Lardy et al., 2009b [16]**).

Tableau 5. Cumul des émissions de N<sub>2</sub>O (g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>) et quantités d'azote apportées (kg N ha<sup>-1</sup>) durant la période d'observation (Nov 2006-Avril 2007), et estimation des flux annuels (g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>) et des pertes sous forme de N<sub>2</sub>O de l'azote apporté (Facteur d'émission, EF) dans les systèmes cultivés en SCV, semis direct sous couverture végétale (DMC = Direct Mulch-based Cropping system) et les systèmes sous labour traditionnel (HP = Hand-Ploughing) sur les Hautes Terres de Madagascar (d'après Chapuis-Lardy et al., 2009b [16]).

Period		DMC	HP
Nov 06–April 07 (observation period)	Cumulative N <sub>2</sub> O emissions(g N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> )	263	259
	N applied (kg N ha <sup>-1</sup> ) as NPK fertilizer	33	33
	Urea	4.6	4.6
	Manure	17	17
	Rice straw	2.5	–
	Total N application (kg N ha <sup>-1</sup> )	57.1	54.6
Nov 06–Oct 07	Estimated N <sub>2</sub> O emissions (g N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> )	263	259
	EF (%)	0.46	0.47

Premier constat, la valeur du EF, de l'ordre de 0,5, est en dessous de la valeur moyenne donnée par défaut dans les lignes directrices du GIEC (IPCC, 2006) confirmant l'importance du sol et du climat comme facteurs de contrôle (Lesschen et al., 2011). Deuxième constat, nous n'avons constaté aucune différence entre les deux pratiques (labour traditionnel sans restitution des résidus de culture et SCV). Ainsi, pour notre étude de cas où les quantités d'azote apporté (intrants) sont faibles et du même ordre de grandeur dans les deux systèmes (de l'ordre de 55 kg N ha<sup>-1</sup>), la pratique culturale n'apparaît pas comme un levier pour diminuer les émissions de N<sub>2</sub>O. Toutefois nous avons considéré que les émissions hors saison culturale étaient négligeables dans les deux systèmes. Il est ainsi possible que nous ayons sous-estimé les flux des parcelles SCV couvertes par les résidus de récolte hors saison, ce qui n'est pas le cas dans le système conventionnel.

L'approche de niveau 2 s'est développée tardivement et concernent encore majoritairement les pays développés (Canada, Rochette et al., 2008 ; New Zealand, De Klein & Ledgard, 2005). Il est crucial de poursuivre la démarche d'acquisition de données dans les pays du Sud, et de la diversifier pour couvrir les principaux types de sols tropicaux utilisés en agriculture, les différentes occupations de ces sols et les principaux itinéraires culturaux. Cette démarche est indispensable pour affiner les inventaires nationaux, sans les baser sur des valeurs par défaut mis au point principalement à partir de situations au Nord, mieux documentées, et qui comportent une grande part d'incertitude (IPCC, 2006).

### 3.2.3.5. La modélisation

Les flux de N<sub>2</sub>O sont caractérisés par de fortes variations spatiales et temporelles et des mesures discrètes ne permettent pas toujours de capturer les flux les plus intenses. La modélisation des flux de N<sub>2</sub>O présente l'intérêt de passer, par interpolation, de données acquises ponctuellement *in-situ* (malgré un lourd investissement en temps et en ressources) à des données, certes simulées, mais distribuées dans l'espace et le temps. Les modèles sont ainsi essentiels pour mieux prendre en compte les facteurs contribuant à la variabilité spatio-temporelle des émissions et extrapoler les observations en délimitant les conditions appropriées à leur application (Chen et al., 2008). La modélisation apparaît également comme un outil de choix pour intégrer la connaissance des processus dans une approche des flux aux échelles supérieures. L'approche de niveau 3 proposé par le GIEC (IPCC, 2006) consiste à affiner les estimations globales en utilisant un modèle de simulation des émissions. Cette approche requiert là encore des données spécifiques et représentatives de la situation pour laquelle le modèle est utilisé, ainsi qu'une validation du modèle adapté au contexte. Bien qu'elle constitue une avancée, les approches par modélisation présente également une part d'incertitude et les résultats doivent être interprétés avec précaution (Farquharson & Baldock, 2008 ; Chen et al., 2008).

Parmi les modèles existants, le modèle NOE (Nitrous Oxide Emission ; Hénault et al., 2005), développé pour des situations françaises, permet de distinguer les contributions respectives des processus de nitrification et de dénitrification (Encadré 5).

#### Encadré 5 . NOE, modèle de simulation des flux de N<sub>2</sub>O (kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) par nitrification (N<sub>2</sub>O<sub>NIT</sub>) et dénitrification (N<sub>2</sub>O<sub>DENIT</sub>) (Hénault et al., 2005)

$$\mathbf{N_2O_{NIT}} = \mathbf{z N_A} \quad \text{si WFPS}^* < 0,62$$

$$\mathbf{N_2O_{NIT}} = \mathbf{r_{max} z N_A} \quad \text{si WFPS} \geq 0,62$$

où N<sub>A</sub>, le taux de nitrification (kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>) suit

$$N_A = 0 \quad \text{si WFPS} \geq 0,8$$

$$N_A = N_W N_{NH4} N_T \quad \text{si WFPS} < 0,8$$

$$\mathbf{N_2O_{DENIT}} = \mathbf{r_{max} D_A}$$

où D<sub>A</sub>, le taux de dénitrification (kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>) suit

$$D_A = D_P F_N F_W F_T$$

$$\text{avec } F_W = 0 \quad \text{si WFPS} < 0,62$$

**Paramètres & fonctions** (d'après Hénault & Germon, 2000 ; Garrido et al, 2002 ; Hénault et al., 2005)

**z**, Proportion d'azote nitrifié émis sous la forme N<sub>2</sub>O ; **WFPS** (Water Field Pore Space), taux de saturation de l'espace poral du sol par l'eau ; **r<sub>max</sub>**, Capacité du sol à réduire N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> ; **N<sub>w</sub>**, Taux de nitrification en fonction de la teneur en eau du sol (kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>) ; **D<sub>p</sub>**, Taux de dénitrification potentielle (kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>) ; **N<sub>NH4</sub>**, effet de la teneur en ammonium sur la nitrification ; **N<sub>T</sub>**, effet de la température sur la nitrification ; **F<sub>N</sub>**, effet de la teneur en nitrates sur la dénitrification ; **F<sub>w</sub>**, effet de la teneur en eau sur la dénitrification ; **F<sub>T</sub>**, effet de la température sur la dénitrification

J'ai collaboré aux tests de ce modèle pour une situation tropicale réalisés par Aurélie Metay (actuellement enseignante-chercheur à Montpellier SupAgro) lors de ses travaux de thèse (Metay, 2005). Les données ont été acquises pour des agrosystèmes du plateau central brésilien, situés dans une station expérimentale de EMBRAPA - CNPAF (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria - Centro Nacional de Pesquisa sobre Arroz e Feijão) à 25 km au nord de la ville de Goiânia (Brésil). Les travaux ont cherché à comparer le stockage du carbone et les émissions de gaz à effet de serre ( $N_2O$  et  $CH_4$ ) pour une culture de riz pluviale conduite de manière conventionnelle (sol travaillé superficiellement par 'offset') ou selon une pratique alternative de semis direct sous couverture végétale (SCV). Sous SCV, le sol n'était pas travaillé et la culture de riz pluvial était précédée d'une couverture du sol par *Crotalaria spectabilis* (détails dans Metay, 2005 ; Metay et al., 2007). La fertilisation a été la même dans les deux systèmes, en termes de modalités et de quantités ( $114 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Les mesures *in situ*, réalisées régulièrement durant la saison culturale d'octobre 2002 à mars 2003, montrent un très faible niveau d'émissions de  $N_2O$  ( $< 1,6 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ), associé à une très forte variabilité spatiale et temporelle (Metay et al., 2007). Ces mesures d'émissions  $N_2O$  ont été accompagnées d'un suivi dans les horizons de surface (0-30 cm) des teneurs en azote minéral (ammonium et nitrate), de la température, de l'humidité du sol (Metay, 2005 ; Metay et al., 2007). Cette approche de terrain a été complétée par des expérimentations au laboratoire destinées à caractériser, pour le sol ferrallitique étudié, les potentiels de nitrification et de dénitrification et autres variables d'entrée du modèle (Figure 20).

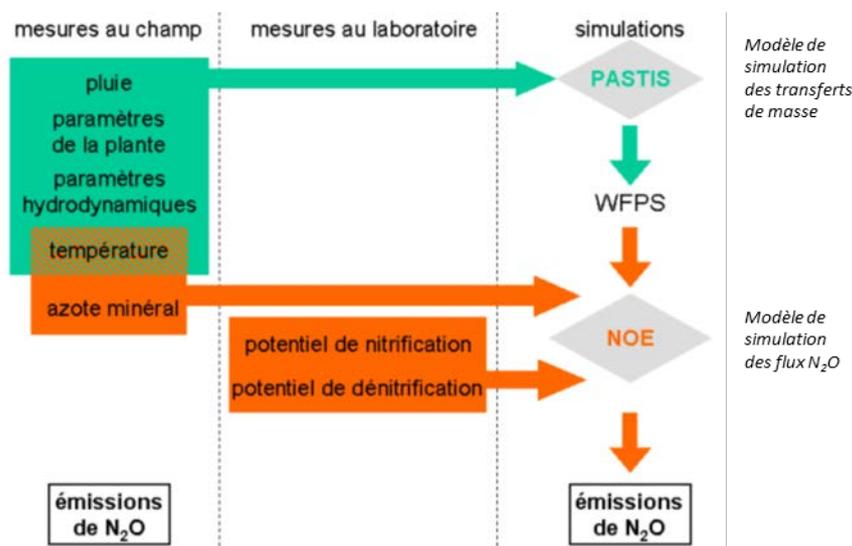


Figure 20. La démarche adoptée par A. Metay (2005) pour estimer les émissions de  $N_2O$  dans les agrosystèmes du plateau central Brésilien (Cerrados).

Le paramétrage du modèle NOE réalisé au laboratoire en conditions contrôlées porte notamment sur la relation entre le taux de saturation de l'espace poral par l'eau (WFPS, *Water-Filled Pore Space*) et les émissions de  $N_2O$  par dénitrification (fonction  $F_w$ , encadré 5). Dans le cas étudié, aucune émission de  $N_2O$  n'est détectée pour un WFPS inférieur à 70%, ce qui a amené à relever le seuil de remplissage du volume poral par l'eau pour lequel la dénitrification est sensiblement active de 0,62 (valeur par défaut dans Hénault et al., 2005 ; encadré 5) à 0,70. Ce résultat souligne l'importance de paramétrer le modèle en considérant la spécificité du milieu étudié (type de sol et climat notamment). En prenant appui sur les données de terrain, la dynamique du taux de saturation de

l'espace poral du sol par l'eau a été simulée au pas de temps horaire à l'aide du modèle mécanisme PASTIS<sup>8</sup> (Lafolie, 1991), précédemment calibré pour les mêmes sites d'études (Reyes, 2002). Cette simulation révèle que le taux de remplissage de la porosité du sol ne dépasse que très rarement le seuil de 70%, et ce, uniquement durant quelques heures en fin d'après-midi ou la nuit, à la faveur des événements pluvieux (orages). Les conditions d'humidité dans le sol étudié n'offre donc que très rarement et très temporairement des conditions propices au processus de dénitrification. Bien que ces événements soient de très courte durée, les quantités de N<sub>2</sub>O émises peuvent être importantes, or ces flux n'ont pas pu être capturés par nos mesures de terrain qui, pour des raisons pratiques, ont été réalisées le matin. Un fort écart est donc constaté entre l'interpolation des mesures d'émissions réalisées sur le terrain et les flux simulés au pas de temps journalier (figure 21 ; Metay et al., 2011 [10]).

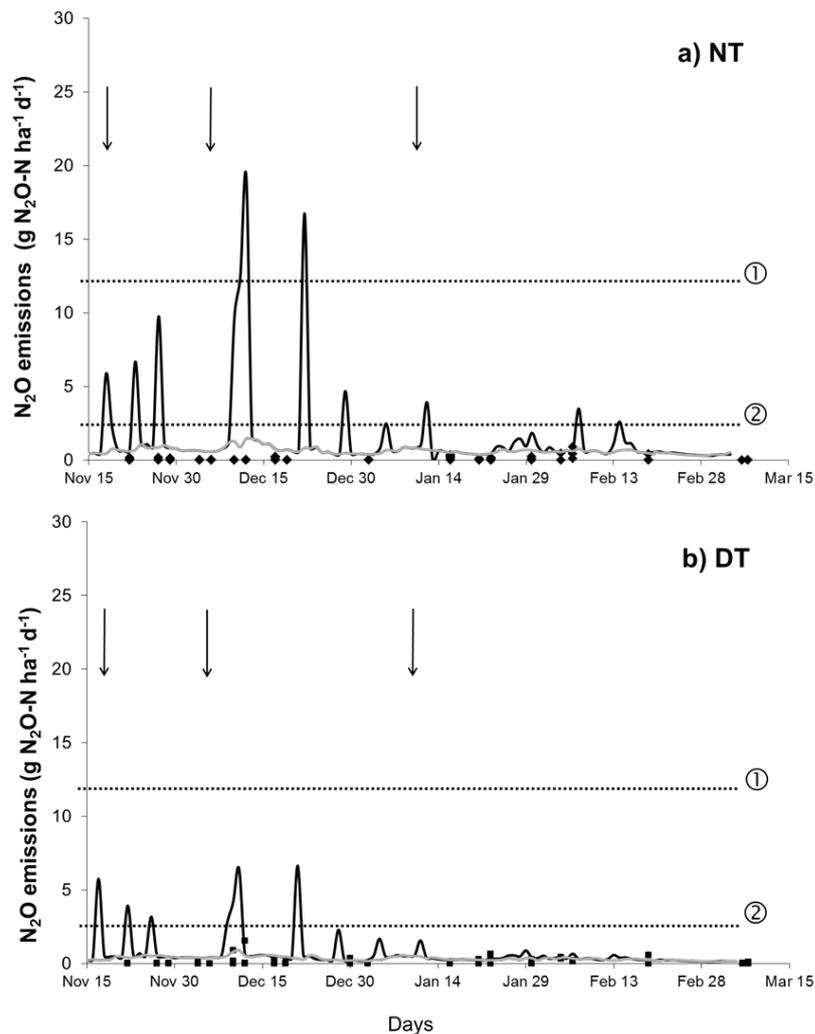


Figure 21. Emissions de N<sub>2</sub>O mesurées au champ (♦ et ■) et flux de N<sub>2</sub>O simulés par le modèle NOE (*Nitrous Oxide Emissions*; Hénault et al., 2005) par nitrification uniquement (ligne grise) ou cumulées pour nitrification et dénitrification durant un cycle cultural de riz pluvial : a) sous semis direct sous couverture végétale (NT, *No Tillage*) ; b) sous travail conventionnel du sol (DT, *Disk-Tillage*) (Cerrado, Brésil ; Metay et al., 2011 [10]). Les

<sup>8</sup> PASTIS (*Prediction of Agricultural Solute Transformations In Soils*) est un modèle de simulation mécaniste des transferts de masse (eau, solutés, gaz) et d'énergie (chaleur) (Lafolie, 1991) couplés à divers processus biogéochimiques dans la zone non saturée du sol (cycle du carbone, de l'azote etc.)(Garnier et al., 2001).

flèches verticales matérialisent les apports d'engrais azotés ; les lignes horizontales représentent les niveaux d'émissions N<sub>2</sub>O considérés comme faibles (1) ou très faibles ((2)) selon Scheer et al. (2008).

Les mesures de terrain ne reflètent donc qu'une fraction des émissions, notamment celles issues du processus de nitrification (figure 21 ; **Metay et al, 2011 [10]**). Considérant l'ensemble du cycle cultural, les résultats montrent également l'importance du processus de nitrification représentant dans ces sols bien drainés environ 35% des flux de N<sub>2</sub>O. Bien que supérieurs aux estimations basés sur les mesures *in-situ*, les flux simulés (quelques g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>) restent de faible ampleur (Bouwman et al., 2002a; Scheer et al., 2008), sans doute en lien avec les modalités d'apports azotés (nature -quantité- fréquence d'application).

#### 4. Processus écologiques et adaptation aux changements climatiques – *Les associations avec les arbustes natifs, un modèle adapté au climat sahélien*

Dans le Sahel, les pratiques agricoles traditionnelles intègrent le risque climatique propre aux zones arides et semi-arides (pluviométrie limitée et concentrée sur quelques mois). Toutefois l'intensification écologique accompagne les agriculteurs vers des voies d'adaptation à la variabilité interannuelle des précipitations plus prononcée, aux événements extrêmes de plus en plus fréquents (IPCC, 2012), ou encore aux évolutions actuelles des sociétés (**Masse et al., 2013 [6]**). Les arbres et arbustes font partie intégrante du paysage agraire. Aux côtés des traditionnels parcs arborés, *Guiera senegalensis* J.F. Gmel (Combretaceae) et *Piliostigma reticulatum* D.C. Hochst (Caesalpinioideae), deux arbustes natifs, sont souvent maintenus dans les champs. Au-delà des nombreux usages qu'il peut en tirer (bois de chauffe, médecine traditionnelle, artisanat), le paysan conserve ces arbustes pour leurs effets notables sur le micro-climat et la fertilité des sols (Yelemou et al., 2007 ; **Lahmar & Chapuis-Lardy, 2015**). Les résultats des recherches menées depuis les années 90s mettent en valeur la capacité de ces arbustes à redistribuer l'eau dans le sol au profit des horizons de surface (phénomène d'ascenseur hydrique) et à générer des « îlots de fertilité » dont tirent parti les plantes cultivées installées à proximité de la canopée de l'arbuste (e.g. Kizito et al., 2006, 2007 ; Dossa et al., 2009 ; Diédhiou et al., 2009). Les paysans d'Afrique sub-saharienne commencent à préparer leurs champs pour les cultures annuelles avant les premières pluies ; les arbustes sont alors coupés au ras-du-sol pour faciliter le semis. Traditionnellement dans le bassin arachidier du Sénégal, les grosses tiges étaient récoltées pour être utilisées comme bois de chauffe puis le reste des résidus de coupe était brûlé sur place fournissant ainsi au sol des éléments minéraux. Une alternative au brulis consiste à utiliser les résidus du recépage pour constituer un paillis à la surface du sol (*mulch*), comme cela est parfois pratiqué dans certaines régions du Niger ou du Burkina Faso. L'arbuste repousse ensuite au cours de la saison lorsque la culture est installée (Lahmar et al., 2012 ; figure 22).

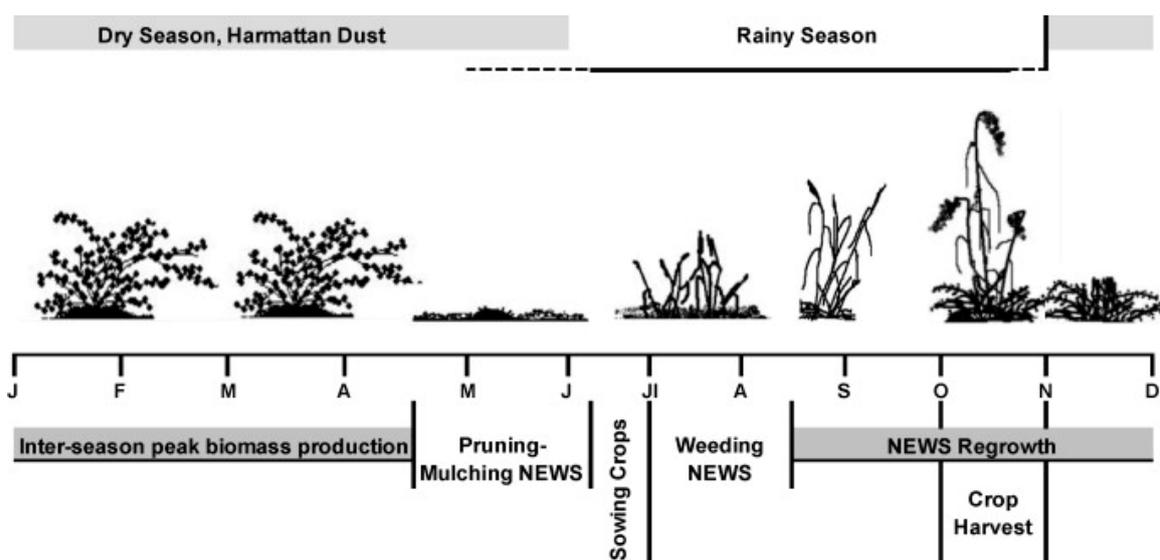


Figure 22. Gestion de l'arbuste par recépage et mulch dans les systèmes agroforestiers associant arbuste local et céréale en Afrique de l'Ouest (Lahmar et al., 2012)

Cette gestion écologique permet l'amélioration de la croissance et de la production (biomasse et grains) des cultures annuelles associées à l'arbuste (Dossa et al., 2009 ; Diakhaté et al., 2013 [7]; Debenport et al., 2015 [1]). Les travaux développés dans le cadre de plusieurs projets internationaux cherchent à identifier les processus écologiques sous-jacents. Le projet NSF-PIRE, dont j'ai eu à coordonner les actions dans notre laboratoire au Sénégal (encadré 6), s'appuie sur l'hypothèse que cette gestion des arbustes permet la création de niches écologiques propices au développement de communautés microbiennes (bactéries et champignons) impliquées dans la fourniture d'éléments nutritifs à la culture associée, favorisant ainsi sa croissance.

### Encadré 6. Le projet PIRE, un contexte partenarial international

Dans le cadre de collaborations internationales, des dispositifs expérimentaux ont été implantés au Sénégal depuis le milieu des années 2000. Ils intègrent les arbustes locaux dans le système cultivé : *Guiera senegalensis* dans la région de Thiès et *Piliostigma reticulatum* dans la région de Nioro. Les travaux ont permis de mettre en valeur la capacité de ces deux arbustes à redistribuer l'eau dans le sol au profit des horizons de surface (phénomène d'ascenseur hydraulique ; Kizito et al., 2006, 2007) et à générer des îlots de fertilité (Dossa et al., 2009, 2013). Ainsi l'association de ces arbustes avec des céréales permet l'amélioration des rendements de la culture vivrière. Les recherches se poursuivent afin d'identifier les processus écologiques sous-jacents.

Les objectifs du projet sont :

- Déterminer l'impact de l'association culturale sur la redistribution de l'eau (*Thèse de Nate Bogie, University of California Merced, 2012-2016*) ;
- Déterminer l'impact de l'association culturale sur les communautés de nématodes, et la structure des réseaux trophiques au sein du sol (*thèse de Sidy Diakhaté, UCAD, 2010-2014*);
- Déterminer si les populations microbiennes bénéfiques à la croissance des plantes présentes dans le sol à proximité des racines des arbustes colonisent la culture associée (*thèse de Spencer Debenport, OSU 2012-2015*)
- Identifier la diversité des champignons mycorrhiziens dans le système agroforestier et déterminer leur impact sur les flux d'eau et de nutriments (*thèse de Matthew Bright, OSU, 2012-2016*) ;
- Explorer la diversité et les activités des microorganismes impliqués dans le cycle de l'azote, notamment des bactéries diazotrophes (*master de Chelsea Delay, OSU, 2013-2015*).

Le projet s'appuie sur des prélèvements de terrain réalisés en milieu paysan (approche participative), des essais au champ coordonnés par l'ISRA et l'Université de Thiès, et des expérimentations sous serre ou au laboratoire au centre IRD-ISRA de Bel Air (LMI IESOL) et dans les laboratoires des partenaires US. Ce projet d'envergure m'a permis d'exercer mes capacités de coordination. Il a également contribué à la formation de jeunes chercheurs américains et africains au travers de deux écoles thématiques (MicroTrop 2012 & 2014).



Les partenaires américains, français et sénégalais impliqués dans le projet PIRE (Partnership for International Research and Education) financé par la National Science Foundation (NSF, PIRE3 #0968247, 2010-2015 : [http://www.oardc.ohio-state.edu/senegal-pire/t01\\_pageview3/Home.htm](http://www.oardc.ohio-state.edu/senegal-pire/t01_pageview3/Home.htm)).

Coordination: RP Dick (OSU), Y.Ndour (ISRA), L. Lardy (IRD)

Dans le cadre de ce projet, nos travaux se sont concentrés sur deux zones d'études au Sénégal correspondant à la prédominance de l'un des deux arbustes dans le paysage : (i) A Keur Matar (KM) dans le centre ouest, près de Thiès, où la densité de *Guiera senegalensis* est de l'ordre de 888 à 1555 touffes arbustives par hectare ; et (ii) à Nioro (N), dans le sud du bassin arachidier en zone plus humide, où *Piliostigma reticulatum* domine le paysage avec 1500 à 1833 arbustes ha<sup>-1</sup>. A Keur Matar, le sol très sableux, lessivé est classé comme arenosol par la FAO (2006) ou sol Dior dans la classification locale (Badiane et al., 2000). A Nioro, le sol est de type lixisol (FAO, 2006), localement appelé Deck-Dior (Badiane et al., 2000). Sur ces deux sites, l'Institut Sénégalais de Recherches Agricoles (ISRA) a mis en place en 2003 les essais expérimentaux utilisés ultérieurement dans le cadre du projet NSF-PIRE.

#### 4.1. Les communautés de nématodes

Du fait de leur abondance dans les sols et de leur diversité fonctionnelle (en lien avec leur régime alimentaire et leur stratégie démographique), les nématodes constituent un indicateur de choix permettant d'apprécier les changements du fonctionnement biologique du sol liés aux pratiques agricoles (e.g., Yeates et al., 1993 ; Bongers & Bongers, 1998 ; Villenave et al., 2001). La connaissance des comportements alimentaires des nématodes repose notamment sur l'examen de leurs caractéristiques morphologiques (en particulier les pièces buccales). Les nématodes phytophages (obligatoires ou facultatifs) causent des dommages aux racines qui altèrent l'assimilation de l'eau et des nutriments par la plante générant une perte de rendement (Luc, 2005). Les nématodes microbivores (bactérovores et fongivores) renseignent sur le compartiment microbien, la dynamique de la matière organique et le recyclage des nutriments, notamment l'azote (Ingham et al., 1985). De par leur place dans les niveaux supérieurs de la micro-chaine trophique, les nématodes prédateurs et omnivores régulent les populations des autres organismes du sol influant ainsi sur les fonctions que ces derniers peuvent remplir (Yeates et al., 1993).

A partir de la connaissance de leurs traits de vie, les nématodes dits « libres » (phytoparasites exclus) identifiés au niveau de la famille peuvent être classés en 5 classes « colonisateur-persistant » (de cp1 à cp5 ; Bongers, 1990 ; Bongers & Bongers, 1998). En associant ces approches descriptives (régime alimentaire et stratégie de vie), les communautés de nématodes libres peuvent être assignés à des guildes fonctionnelles (Encadré 7 ; Ferris et al., 2001 ; Villenave et al., 2009). L'abondance relative des nématodes des différentes guildes permet le calcul d'indices synthétiques robustes descriptifs du fonctionnement du sol (Ferris et al., 2001).

Dans le dispositif expérimental de Nioro, le rendement en grains dans les parcelles non fertilisées était, en 2011, en moyenne de 500 kg ha<sup>-1</sup> lorsque le mil (*Pennisetum glaucum*) était cultivé seul. Pour les parcelles intégrant l'association mil-arbuste et une gestion de l'arbuste par recépage et mulch, le rendement est plus élevé, en moyenne 886 kg ha<sup>-1</sup>.

### Encadré 7. Les guildes fonctionnelles des communautés de nématodes libres du sol

L'association des approches de description des communautés de nématodes par groupe trophique et par analyse des traits de vie permet un classement en guildes fonctionnelles (Bongers & Bongers, 1998 ; Ferris et al., 2001). Une guilda est un « assemblage d'espèces présentant des attributs biologiques similaires et répondant de la même manière aux conditions environnementales » (Ferris et al., 2001). Par exemple Ba1 correspondant aux nématodes bactérivores (Ba) de classe colonisateur-persistant 1. Le groupe cp 1 représente les nématodes les plus colonisateurs. Ils ont un cycle de développement très rapide, une descendance nombreuse à des temps de génération très courts. Leur stratégie d'histoire de vie privilégie donc une croissance rapide des populations adaptée à des environnements instables. Ils sont à même de répondre rapidement à un enrichissement du milieu. Les nématodes du groupe cp 2, essentiellement des bactérivores et des fungivores, ont un taux de fécondité moins élevé et un développement des populations moins rapide que les nématodes de la classe cp 1. Ces nématodes parfois qualifiés d'opportunistes généralistes sont très tolérants aux conditions environnementales difficiles (Ferris et al., 2001). L'indice d'enrichissement (EI) est basé sur la sensibilité des nématodes microbivores les plus opportunistes (cp1 et cp 2) à une augmentation des ressources dans le milieu (Ferris et al., 2001 ; Ferris, 2010). Un EI élevé indique une décomposition rapide de la matière organique et un recyclage rapide des nutriments. Pour les classes cp supérieures, bien représentées parmi les groupes trophiques du haut de la micro-chaine alimentaire (omnivores & prédateurs), les temps de génération s'allongent et la sensibilité aux conditions du milieu augmente. L'indice de structure (SI) est basé sur l'importance relative des nématodes appartenant aux niveaux trophiques supérieurs et ayant de fortes valeurs cp. Cet indice révèle la longueur et le degré de connectivité du réseau trophique du sol (Ferris et al., 2001).

Dans ce contexte, les travaux de thèse de Sidy Diakhaté (UCAD, 2011-2014) avaient pour but d'apprécier le fonctionnement biologique du sol dans ces systèmes, d'appréhender les réseaux trophiques et de mieux comprendre les processus écologiques pouvant s'exercer au profit de la culture céréalière dans l'association culturale. Les sols ont été collectés dans l'horizon de surface (0-10 cm) dans 4 traitements (n=4 par traitement) : (C) Contrôle, sol sans mil sans arbuste ; (S) « *Shrub* », sol collecté sous des touffes arbustives d'un diamètre minimum de 2 m et sans mil à proximité ; (M) Mil, sol collecté sous les plants de mil (stade épiaison) cultivés en monoculture ; (M+S), sol des parcelles où mil et arbuste sont associés (avec une gestion de l'arbuste par recépage et mulch), collecté au niveau des zones de contact des racines des deux espèces. L'analyse des paramètres descriptifs de la nématofaune a permis de séparer les traitements, notamment de discriminer la présence de l'arbuste (Diakhaté et al., 2013 [7] ; Figure 23).

Dans la monoculture du mil, la communauté de nématodes du sol est dominée par les nématodes phytoparasites (60% de l'abondance totale ; Diakhaté et al., 2013 [7]), notamment les nématodes spiralés du genre *Helicotylenchus* ou *Scutellonema* (Famille des Hoplolaimidae). L'abondance de ces nématodes phytoparasites diminue significativement dans l'association culturale (M+S, figure 24 ; Diakhaté et al., 2013 [7]).

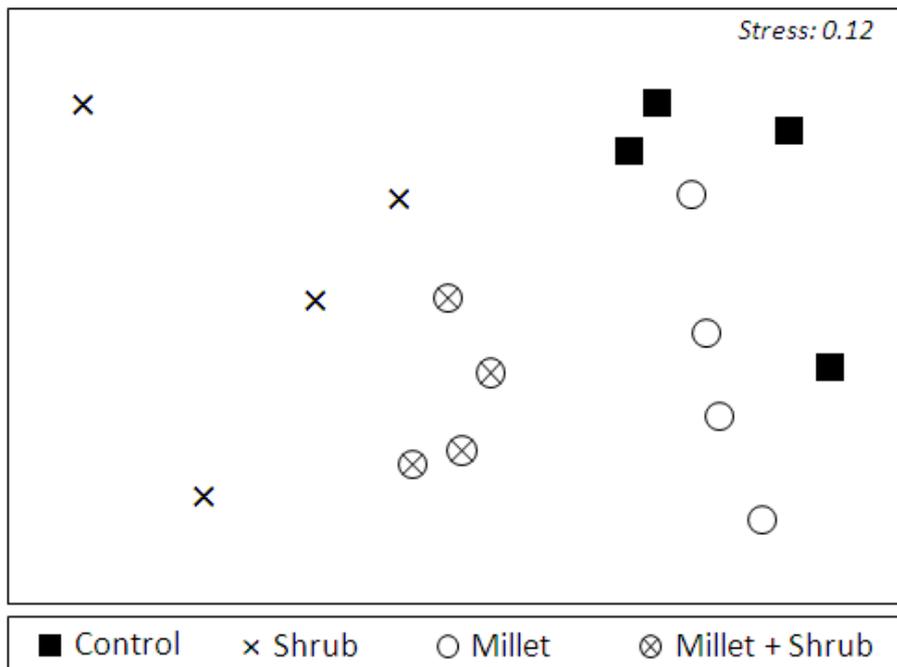


Figure 23. Représentation graphique de l'analyse multidimensionnelle non-métrique réalisée à partir de la matrice des similarités (indice de Bray-Curtis) des paramètres descriptifs des communautés de nématodes entre les traitements (*Control* : sans arbuste ni mil ; *Shrub* : touffes arbustives ; *Millet* : monoculture de mil sans arbuste ni amendement ; *Millet+Shrub* : Culture de mil en présence de l'arbuste recépé et des résidus de coupe apportés au sol sous forme de mulch ; Diakhaté et al., 2013 [7]).

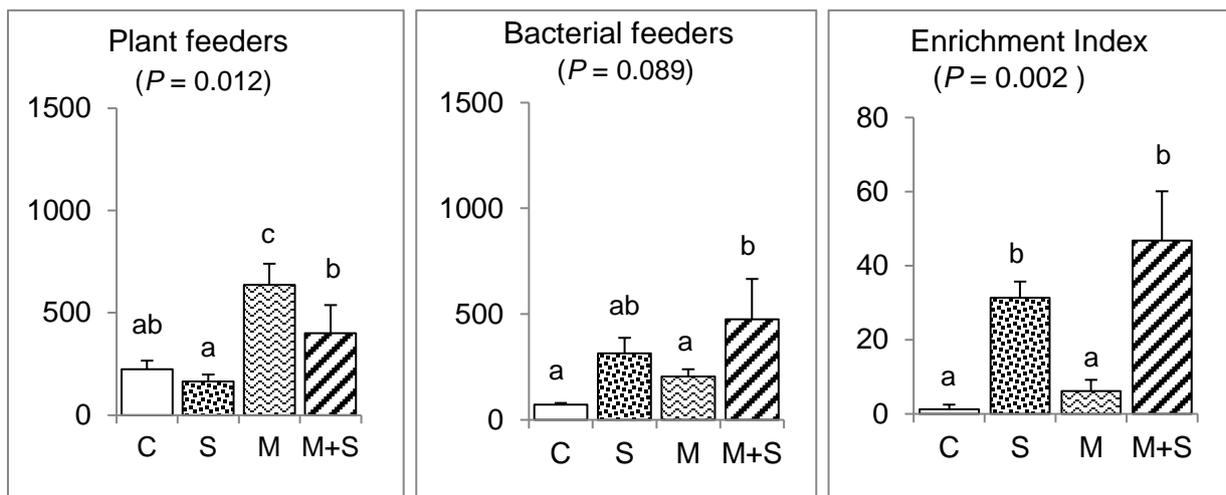


Figure 24. Abondance moyenne (n=4) des nématodes bactérivores et phytophages (nb d'individus 100 g<sup>-1</sup> sol sec) et indice d'enrichissement (EI) pour les sols (0-10 cm) des différents traitements (C, *Control* : témoin ; S, *Shrub* : Arbuste ; M, *Millet* : Mil ; M+S, *Millet+Shrub* : association culturale ; from Diakhaté et al., 2013 [7]).

Une étude complémentaire menée en conditions contrôlées a permis de confirmer le potentiel nématocide des résidus de *Piliostigma reticulatum* sur une population introduite de *Helicotylenchus dihystera* (Diakhaté, 2014 ; **Chapuis-Lardy et al., 2015 [SP1]**). L'abondance de la population de nématodes phytophages est réduite de 64% quarante-cinq jours après un apport de feuilles ou de rameaux broyés. La production de composés phénoliques nématocides lors de la dégradation des résidus de plantes ligneuses est un mécanisme suppressif des populations de nématodes phytophages connu pour d'autres espèces de plantes (Chitwood et al., 2002 ; Ohri et Pannu, 2010). La présence de polyphénols (Dossa et al., 2009), de flavonols et d'oxychromones (Babajide et al., 2008) chez *P. reticulatum* pourrait ainsi être à l'origine de la réduction de l'abondance des nématodes phytophages observée dans notre essai. D'autres travaux doivent être développés pour confirmer ou infirmer cette hypothèse, et tester les quantités à apporter pour maximiser ce service de contrôle des nuisibles sans impacter négativement la production de la culture (cf potentiel allélopathique ou inhibition de la nitrification liés à un excès de polyphénols ; Oka et al., 2012).

*Piliostigma reticulatum* favorise la prolifération des nématodes bactériovores (figure 24), notamment les Cephalobidae (Ba2, bactériovores de classe c-p2) et les Rhabditidae (Ba1) (**Diakhaté et al., 2013 [7]**). Cette augmentation de l'abondance relative des nématodes bactériovores opportunistes se traduit par une valeur plus élevée de l'indice d'enrichissement dans l'association culturale comparativement à la monoculture de mil (figure 24). Cet indice EI fournit des informations sur la disponibilité en ressources dans le sol et la réponse des décomposeurs primaires, notamment les espèces opportunistes (Ba1 et Fu2) par rapport à l'évolution de cette ressource (Ferris et al., 2001). Ce résultat est en adéquation avec l'augmentation des teneurs en azote minéral observée dans le sol de l'association culturale (Tableau 6 ; **Diakhaté et al., 2013 [7]**). La dégradation des résidus de l'arbuste contribue sans aucun doute à une augmentation des teneurs en azote minéral. Toutefois, l'abondance des nématodes bactériovores, notamment les Rhabditidae, indique clairement un effet de prédation sur les microorganismes (Bongers et Ferris, 1999), qui conduit au recyclage de l'azote microbien immobilisé (Neher, 2010 ; Djigal et al., 2004).

Tableau 6. Principales caractéristiques chimiques du lixisol (FAO, 2006) de Nioro, selon les différents traitements (n=4 ; Diakhaté et al., 2013 [7])

Soil parameters	Treatment			
	Control (C)	Shrub (S)	Millet (M)	Millet w/Shrub (M + S)
Total C (mg C g <sup>-1</sup> )	2.5 a <sup>a</sup>	4.0 b	3.0 a	3.2 ab
Total N (mg N g <sup>-1</sup> )	0.22 a	0.36 b	0.26 a	0.29 ab
Total P (μg P g <sup>-1</sup> )	42.3 a	59.5 b	48.8 ab	51.5 ab
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (μg N g <sup>-1</sup> )	1.5 a	5.6 c	3.2 ab	4.0 bc
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (μg N g <sup>-1</sup> )	1.0 a	5.6 b	1.5 a	4.1 b
pH (H <sub>2</sub> O)	5.5 a	5.5 a	5.2 a	5.6 a
Microbial biomass (μg C g <sup>-1</sup> )	49.0 a	51.5 a	67.6 a	69.1 a

<sup>a</sup> Different letters within a row indicate significant difference between treatments at  $P < 0.05$ .

## 4.2. Les communautés microbiennes

La structure des communautés microbiennes des échantillons collectés à Nioro a été analysée par *DGGE* (technique d’empreinte moléculaire des fragments de gènes codant pour l’ARNr 16S pour les communautés bactériennes et de la région de l’espaceur intergénique transcrit (ITS) pour les communautés fongiques). Ces analyses permettent de discriminer les traitements selon la présence l’arbuste (C et M vs. S et M+S ; Figure 25 ; Diakhaté, 2014 ; **Diakhaté et al. [S2]**).

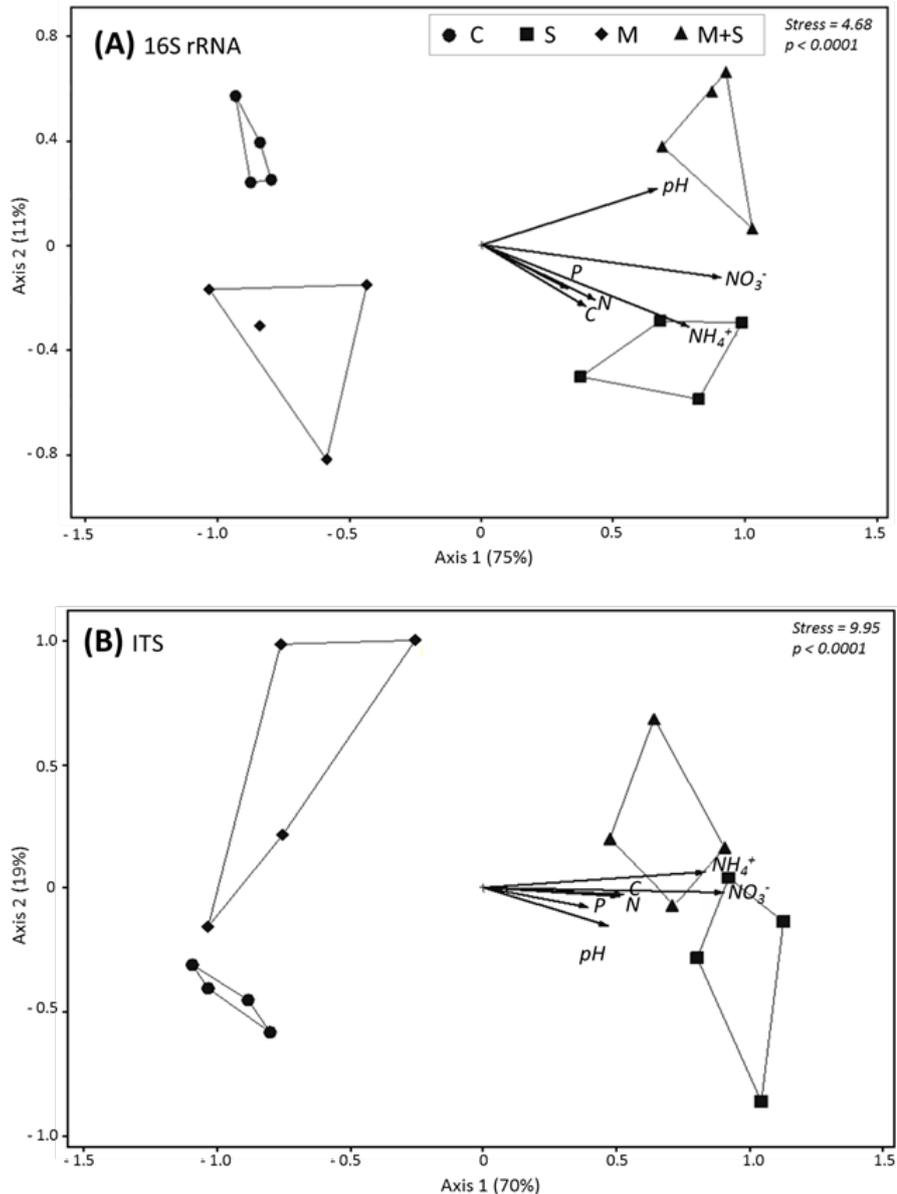


Figure 25. Représentation graphique des analyses multidimensionnelles non-métriques réalisées à partir des données des profils des gènes ARNr 16S (A) et ITS (B) obtenus par DGGE pour caractériser respectivement les communautés bactériennes et fongiques dans les échantillons de sols (0-10 cm) des différents traitements étudiés à Nioro (C, Control: témoin ; S, Shrub: Arbuste ; Millet: Mil ; Millet+Shrub: association culturale), et surimposition des données chimiques (C, Carbon; N, Nitrogen; P, Phosphorus; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Nitrate; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, ammonium; and pH; Diakhaté, 2014; Diakhaté et al, soumis [S2]).

L'analyse en composantes principales met en valeur le lien entre la structure des communautés et certains paramètres chimiques du sol, notamment les teneurs en azote minéral. Par ailleurs, les communautés bactériennes sont plus diversifiées dans le sol prélevé dans l'horizon de surface de l'association culturale où les racines des deux plantes s'entremêlent que dans le sol de la monoculture de mil (Diakhaté, 2014 ; **Diakhaté et al. [S2]**). Nos résultats confirment les premières observations obtenues, quelques années auparavant pour le même site, par une analyse des marqueurs membranaires (PLFA ; Diedhiou et al., 2009).

Des travaux complémentaires menés avec Spencer Debenport (Doctorant OSU, 2011-2015) ont ciblé les communautés microbiennes du sol rhizosphérique du mil lorsque celui-ci était cultivé seul ou dans le système agroforestier (**Debenport et al., 2015 [1]**). Ces travaux ont porté à la fois sur le dispositif de Nioro (N) étudié par Sidy Diakhaté intégrant l'arbuste *P. reticulatum* et sur le dispositif ISRA de Keur Matar (KM) où l'arbuste étudié est *Guiera senegalensis*. Les gènes d'ARNr 16S et ITS ont été amplifiés, clonés, et séquencés. Une analyse statistique a été réalisée afin de classer les séquences en OTUs (Unités Taxonomiques Opérationnelles)<sup>9</sup> et de caractériser la biodiversité des communautés de bactéries et de champignons. Pour les deux sites, le nombre d'OTUs, à la fois bactériens et fongiques, est plus élevé lorsque le mil est cultivé en association et avec apport des résidus de coupe de l'arbuste local (MR) que dans la monoculture sans apport (MB) (Tableau 7 ; **Debenport et al., 2015 [1]**)

Tableau 7. Concentration en ADN total extrait, et nombre de séquences amplifiées des gènes codant pour l'ARNr 16S et l'ITS pour les sols rhizosphériques du mil prélevés dans les systèmes en association avec l'arbuste (MR) ou en monoculture (MB) dans les systèmes expérimentaux de Nioro (*Piliostigma reticulatum*) et de Keur Matar (*Guiera senegalensis*) (2 échantillons de sol, A et B, par site) (d'après Debenport et al., 2015 [1]).

Site <sup>a</sup>	Transect	Type	DNA concn (ng/μl)	No. of:			
				16S sequences	16S OTUs	ITS sequences	ITS OTUs
Keur Matar	KM_A	MR	0.186a	247,120a	13,971a	91,725a	401a
		MB	0.078a	208,752a	5,094b	43,978a	218b
	KM_B	MR	0.599a	203,705a	20,022a	62,254a	355a
		MB	0.181a	191,590a	8,649b	63,809a	279a
Nioro	N_A	MR	0.272a	237,707a	15,750a	117,921a	501a
		MB	0.177a	185,360a	9,691a	79,330a	305a
	N_B	MR	1.027a	207,511a	22,838a	109,613a	591a
		MB	0.343a	230,663a	18,333a	46,296b	297a

<sup>a</sup> Values within a column and site followed by the same letter are not significantly different at a  $P$  of  $\leq 0.05$ .

<sup>9</sup> Une Unité Taxonomique Opérationnelle (*Operational Taxonomic Unit, OTU*) est un « ensemble de clone ou de souches présentant un certain nombre de caractéristiques identiques sans référence à un niveau taxonomique particulier (genre, espèce...) » (Gobat et al., 2010). Dans cette étude, le regroupement en OTU a été fait en prenant un seuil de similarité de séquence (ARNr 16S région V4 pour les bactéries ou ITS1 pour les champignons) de 97%. Chaque séquence est affiliée à un taxon par comparaison avec les séquences de référence contenues dans les bases de données. A ce degré de similarité, les OTUs sont considérés comme représentatives de genres bactériens (détails dans Debenport et al., 2015 [1]).

Nos travaux mettent également en valeur une plus grande biodiversité des communautés bactériennes et fongiques des sols lorsque le mil est cultivé dans le système agroforestier (Figure 26 ; **Debenport et al. (2015 [1])**).

Les OTUs bactériens affiliés au taxon *Chitinophaga* (chitinolytique) sont prépondérants dans les séquences issues du sol rhizosphérique du mil cultivé dans l'association avec l'arbuste (exemple du transect B à Nioro (Figure 26 ; **Debenport et al., 2015 [1]**). En revanche, les séquences affiliées au genre *Candidatus Koribacter* (hétérotrophe aérobie qui croit sur une large gamme de sucres et d'acides organiques ; Sait et al., 2002) sont nettement plus abondantes dans le sol lorsque le mil est cultivé seul. Pour les champignons, cinq genres (*Aspergillus*, *Coniella*, *Lasiodiplodia*, *Penicillium*, *Phoma*) sont reliés à des OTUs dont l'abondance est plus élevée dans les sols de l'association culturale, quel que soit le site (exemple de Nioro (N\_B), figure 25 ; **Debenport et al., 2015 [1]**).

Pour les genres *Epicoccum*, *Fusarium*, et *Gibberella*, les résultats sont significatifs mais plus contrastés (enrichissement en OTUs affiliés à ces genres dans les deux modes de conduite de la culture).

Ces résultats confirment donc l'effet de l'association culturale, notamment de l'apport de résidus, sur la structure et la diversité des communautés microbiennes constatées par Diedhiou et al. (2009 ; PLFA) et Diakhaté (2014 ; DGGE). L'analyse phylogénétique des séquences permet de distinguer des microorganismes soit mieux adaptés soit plus sensibles aux conditions édaphiques rencontrées dans l'association culturale mil+arbuste dans laquelle il y a de plus fortes teneurs en carbone et azote totaux et en N minéral. L'analyse a été complétée en comparant les champignons présents dans le sol rhizosphérique du mil et dans le sol rhizosphérique de l'arbuste, tous deux collectés dans l'association culturale avec récépage de l'arbuste et mulch (**Debenport et al., soumis [S1]**). Dans ce système cultural, les deux espèces végétales partagent les mêmes communautés fongiques avec une similitude de plus de 99% des OTUs analysés, sans doute du fait de l'apport de résidus. Toutefois, des différences importantes dans l'abondance de quelques OTUs ont également été observées entre mil et arbuste pour les genres *Aspergillus*, *Cochliobolus*, *Epicoccum*, *Fusarium*, *Gibberella*, *Lasiodiplodia*, *Paecilomyces*, *Penicillium*, et *Phoma* illustrant une certaine spécificité (à un niveau taxonomique infra) des communautés fongiques du sol hébergées à proximité de l'une ou l'autre des espèces (mil vs. arbuste) de l'association culturale (**Debenport et al., soumis [S1]**).

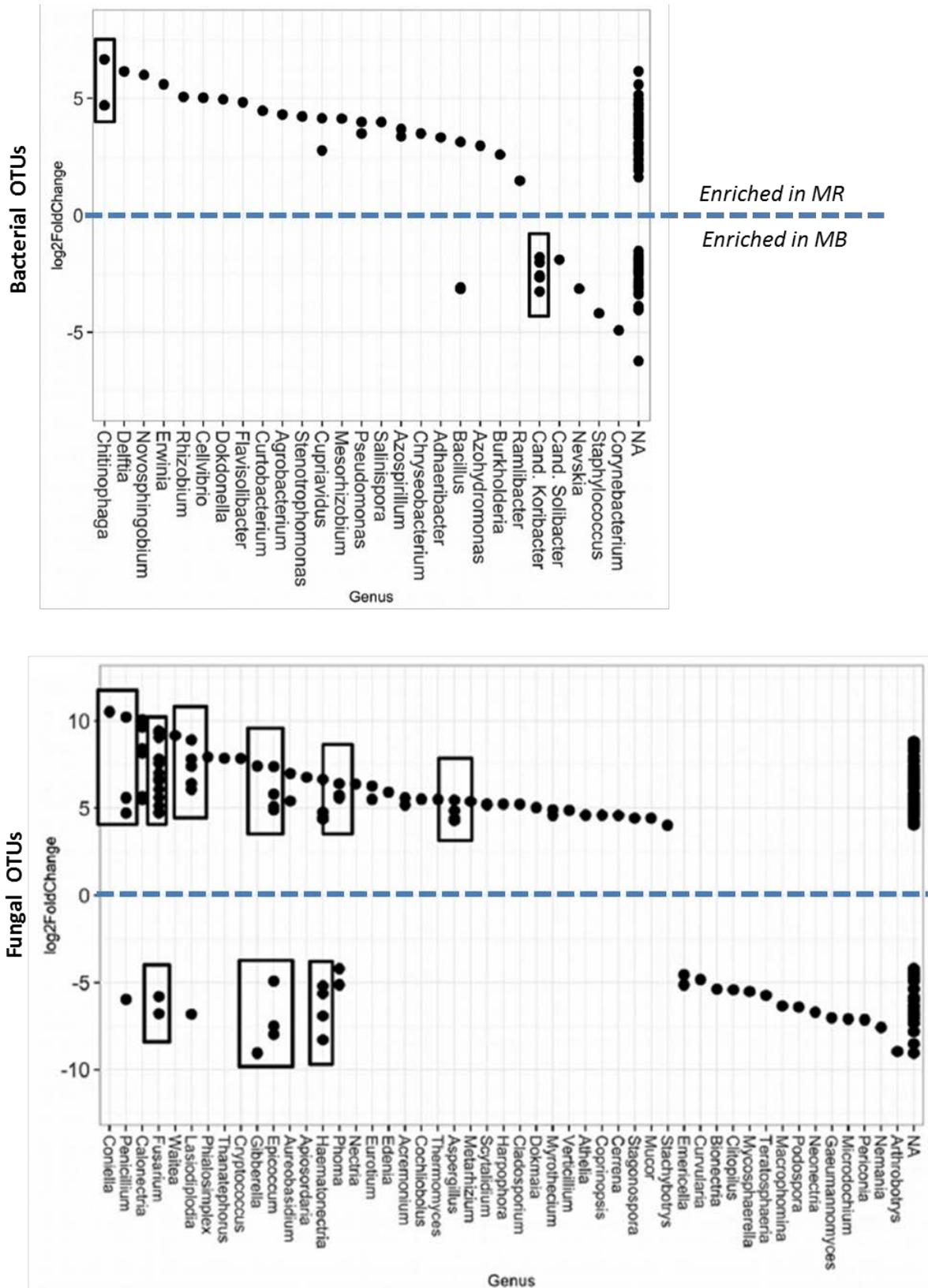


Figure 26. Populations dont l'abondance des OTUs bactériens ( graphe du haut) et fongiques (graphe du bas) varie de façon significative entre les échantillons collectés dans la monoculture (MB) et l'association culturale (MR) à Nioro (Site N\_B). Les valeurs négatives représente donc un enrichissement dans le sol du mil cultivé seul (MB) et les valeurs positives un enrichissement dans le sol lorsque le mil est cultivé en association et avec apports de résidus (MR). Les cadres soulignent les genres pour lesquels l'abondance est significativement enrichie pour les 2 transects (A et B) et les 2 sites (KM et N) (d'après Debenport et al., 2015 [1]).

Les données obtenues sur la structure et la diversité des communautés peuvent être confrontées à d'autres paramètres renseignant sur les capacités fonctionnelles des microorganismes. Les activités enzymatiques uréase, arylsulphatase et deshydrogénase sont plus élevées dans le sol de l'association avec *P. reticulatum* (Diakhaté, 2014 ; **Diakhaté et al., soumis [S2]**) confirmant que la gestion de l'arbuste dans la culture de mil favorise l'activité microbienne et le recyclage des nutriments. La méthode MicroResp™ permet de caractériser l'activité respiratoire des microorganismes suite à l'apport d'un substrat particulier considéré comme plus ou moins dégradabile (Campbell et al., 2003). Les profils d'activité catabolique obtenus par MicroResp™ ne permettent pas de discriminer clairement les différents traitements (Figure 27).

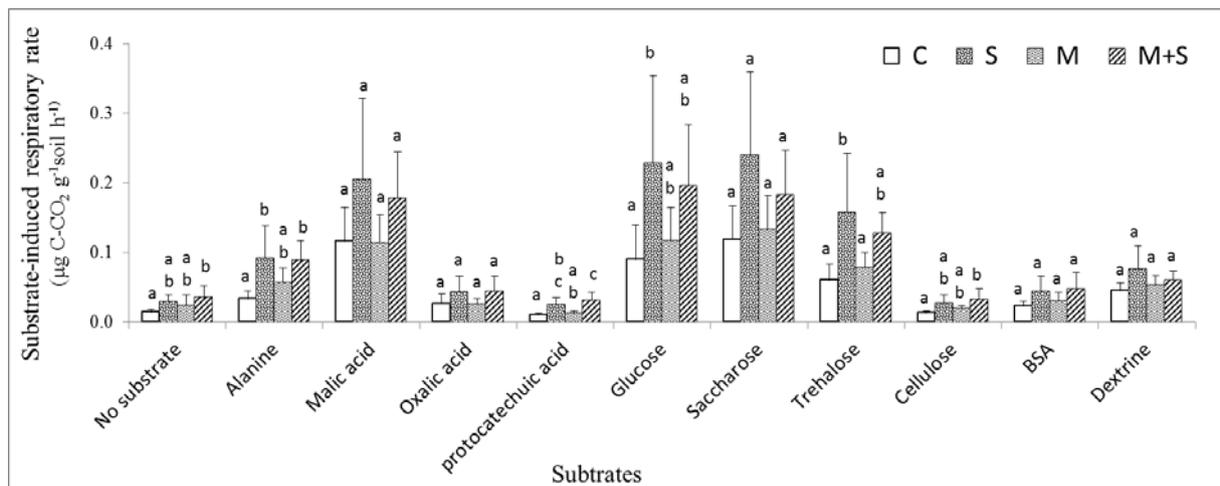


Figure 27. Profil catabolique exprimé par le dégagement de CO<sub>2</sub> issu de la respiration microbienne après addition de substrats carbonés (technique MicroResp™) pour les sols des différents traitements (C, témoin ; S, *P. reticulatum* ; M, mil ; M+S =association culturale) ; les barres d'erreur représentent les écart-types (n = 4). Diakhaté et al., soumis [S2]

Ils révèlent cependant deux aspects intéressants ouvrant de nouvelles pistes de recherche pour la gestion de cet arbuste dans le champ cultivé : (i) L'apport des résidus de *Piliostigma reticulatum* stimule les communautés microbiennes à même de dégrader les composés phénoliques dérivés de la lignine ; (ii) en présence de l'arbuste, les communautés du sol dégradent plus efficacement le tréhalose, molécule impliquée dans le métabolisme des sucres et qui contribue à la régulation de divers mécanismes chez la plante. Ce carbohydrate est notamment impliqué dans l'efficacité d'utilisation de l'eau par la plante. En agissant sur les mécanismes de fermeture de stomates, il procure aux plantes capables de le métaboliser une plus grande résistance aux manques d'eau (Lordachescu & Imai, 2008; Delorge et al., 2014). Le tréhalose joue également un rôle clé dans les interactions entre la plante et les microorganismes du sol, notamment comme molécule-signal dans le dialogue moléculaire avec les microorganismes symbiotiques ou les pathogènes (Fernandez et al., 2010).

Les travaux réalisés dans le cadre d'un mini-projet, conduit en groupe par les jeunes chercheurs participant à la formation MicroTrop 2012 (organisée dans le cadre du projet NSF-PIRE), nous ont permis d'appréhender les effets de *Piliostigma reticulatum* dans un autre agrosystème s'appuyant sur l'arbuste et développé localement. Un groupement de paysans du centre-ouest du Sénégal utilise

l'arbuste *P. reticulatum* comme plante nourricière (*nurse plant*) pour faciliter l'installation des plants de manguiers sans irrigation ni arrosage (**Hernandez et al., 2015 [2]**). Le jeune manguiers est planté dans une touffe arbustive. L'arbuste n'est pas recépé mais il est maintenu tout au long de l'année et permet une redistribution de l'eau dans le profil de sol favorisant ainsi l'alimentation du jeune manguiers en eau durant la saison sèche. **Hernandez et al. (2015) [2]** ont montré que la présence de l'arbuste affectait la structure des communautés microbiennes (DGGE ARNr 16S, NirK et ITS) et stimulait leurs activités (biomasse plus élevée, activités enzymatiques accentuées, meilleure colonisation par les champignons mycorhiziens). Quatre ans après la plantation des manguiers, ceux qui ont grandi dans les touffes arbustives sont plus développés que ceux ayant grandi seuls.

## 5. Bilan et réflexions – *Vers une approche plus intégrée...*

Mes travaux de recherche ont été réalisés dans le cadre de divers projets et de mémoires d'étudiants (master, doctorat). Ils ont montré comment les processus écologiques des sols peuvent être mobilisés pour fournir des services écosystémiques (recyclage de nutriments et production primaire, régulation du climat, contrôle des nuisibles) au sein de systèmes agricoles s'inscrivant dans une démarche d'intensification écologique dans les pays du Sud. Intensifier les processus écologiques permet de répondre localement à un enjeu d'amélioration de la productivité agricole, au bénéfice des petits paysans, et de préservation de l'environnement et des ressources naturelles, au bénéfice des Sociétés.

Nos travaux ont montré une mobilisation des processus écologiques liés aux cycles du carbone et de l'azote dans les systèmes associant arbuste natif et céréale, étudiés en Afrique de l'ouest, et dans les systèmes en semis direct sous couverture végétale (SCV), à Madagascar. Ainsi, en Afrique de l'ouest, en encourageant la propagation des arbustes dans les champs cultivés en zone semi-aride et en exploitant au mieux les interactions positives avec la céréale, les rendements culturaux peuvent être augmentés sans forcément recourir aux intrants minéraux et aux pesticides. Dans d'autres contextes pédoclimatiques, mes travaux menés à Madagascar, ont montrés qu'il est possible, dans les systèmes SCV, de stocker plus de C et d'émettre moins de  $N_2O$  par unité de surface. Par ailleurs, les résultats de ces travaux ont mis en exergue l'occurrence non anecdotique de flux négatifs de  $N_2O$  que nous avons rapproché des données publiées dans la littérature pour dresser une revue bibliographique de ce phénomène. Notre synthèse sur la fonction puits de  $N_2O$  dans les sols (citée à ce jour plus de 250 fois) questionne l'implication des acteurs microbiens et les conditions environnementales qui permettent l'expression des fonctions réalisées par ces acteurs, notamment les mécanismes de réduction du  $N_2O$ . Les pistes pour poursuivre dans cette voie de recherche sont multiples, et passent par une approche collaborative intégrant à la fois les disciplines (écologie microbienne, géochimie, agronomie) et les échelles (de l'habitat microbien à la parcelle, voire le paysage). Elles doivent inclure les particularités portées par les sols et les agrosystèmes tropicaux, notamment la faible disponibilité en P et des intrants souvent limités.

Mes autres travaux, centrés sur les formes et la dynamique du phosphore, ont permis une meilleure prise en compte de l'importance des compartiments organiques et des mécanismes biotiques (minéralisation, effet de la macrofaune, des plantes) dans la fertilité phosphatée des sols. Alors même que la disponibilité en engrais phosphatés diminue et que leur coût augmente, cette approche ouvre quelques pistes de recherche pour définir des systèmes de culture basés sur une intensification des processus écologiques visant à améliorer l'efficacité de l'utilisation du P par les cultures en milieu tropical. Pour les systèmes précédemment cités (association arbuste-céréale ; SCV) une question reste en suspens: Les processus écologiques permettant la fourniture d'ions phosphates sont-ils intensifiés dans ces systèmes ? Quelles relations avec les processus écologiques liés aux cycles du carbone et de l'azote ? Plus généralement, la question du couplage des cycles C, N et P paraît fondamentale, notamment dans les sols tropicaux pour lesquels la disponibilité en P est particulièrement faible. Par exemple, le phosphore intervient-il, directement ou indirectement, dans les processus de production et de consommation du  $N_2O$  ?

Mes travaux placent les interactions biologiques du sol au cœur du fonctionnement de l'agrosystème. Ils cherchent à identifier les processus écologiques pouvant être intensifiés pour

capturer les synergies possibles et les meilleurs compromis entre les services rendus par le sol dans l'agrosystème, et permettant un bénéfice appréciable pour le petit agriculteur du Sud. Pour comprendre le fonctionnement des systèmes cultivés, il est également nécessaire de spatialiser les processus écologiques et les paramètres environnementaux qui les gouvernent. Il est évident que l'un des enjeux majeurs réside dans la validation des avancées obtenues aux échelles auxquelles ces processus surviennent vers les échelles supérieures, au travers de dispositifs expérimentaux permettant d'aborder graduellement la complexité de l'agrosystème.

Mon expérience et mes compétences me permettent sans doute aujourd'hui d'appréhender les processus écologiques liés aux cycles biogéochimiques C, N et P de manière plus intégrée en considérant les relations stœchiométriques entre ces 3 éléments, tout en combinant des approches à différentes échelles (habitat microbien – lot de parcelles). Le succès des recherches à mener, évoquées dans les quelques pages qui suivent, nécessitera le renforcement de mes collaborations actuelles, la mise en place de nouveaux partenariats, et la collecte des fonds nécessaires à la réalisation des travaux. Le développement de ces travaux inclut bien entendu une continuité de mon investissement dans la formation des jeunes chercheurs.

Mon projet détaille ces différents points.

## 6. Perspectives

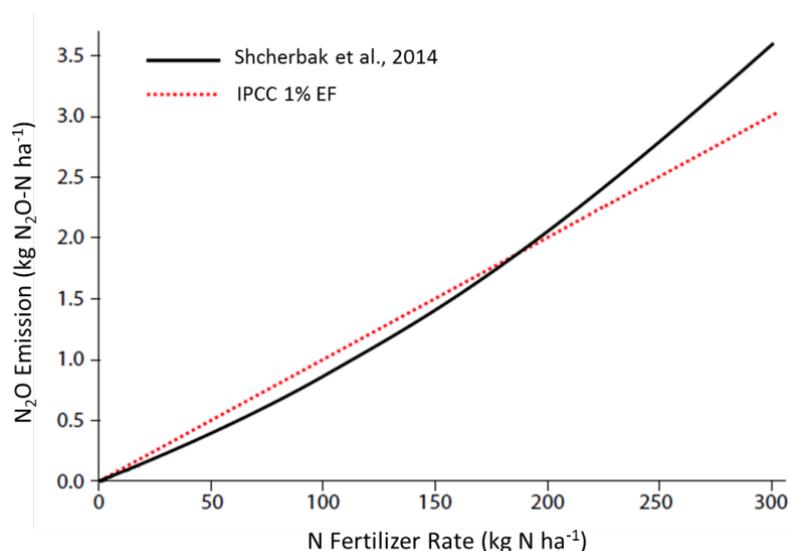
### Répondre aux attentes des sociétés et aux besoins des petits paysans du Sud

Les pistes de recherches proposées dans cette partie s'inscrivent dans la continuité de mes travaux et dans une dynamique de collaboration au Sud et au Nord. Mon ambition reste la même 1) identifier, dans les systèmes cultivés à faibles intrants des Sociétés du Sud, les processus écologiques à même d'être optimisés pour capturer les synergies potentielles ou offrir les meilleurs compromis possibles entre maintien de la productivité agricole, atténuation des émissions de gaz à effet de serre, et moindre vulnérabilité face aux changements climatiques, et 2) œuvrer, par la collecte de données, à une meilleure prise en compte des systèmes cultivés tropicaux afin d'améliorer les prédictions fournies par le GIEC.

Depuis les travaux menés dans les années 90s et la méta-analyse réalisée par Stehfest & Bouwman (2006), il est communément admis que les émissions de  $N_2O$  issues des agrosystèmes sont directement reliées aux pratiques agricoles, notamment aux quantités d'azote apportées aux sols pour soutenir la production primaire. Ainsi, dans ces lignes directrices, le GIEC propose d'estimer (avec toutefois une certaine part d'incertitude) les émissions de  $N_2O$  issues des sols agricoles en utilisant des facteurs d'émissions (EF ; IPCC, 2006) et chiffrant en moyenne les émissions de  $N_2O$  par unité de surface à hauteur de 1 % des intrants azotés (i.e. 0,01 kg N émis sous forme  $N_2O$  par kg d'azote apporté par hectare ; IPCC, 2006) quel que soit le climat ou le type de sol.

Dans une récente revue de la littérature, Shcherbak et al. (2014) remettent en cause cette vision simpliste en s'appuyant sur plus de 200 études incluant témoins non fertilisés et apports gradués, ce qui était peu le cas dans les travaux considérés par Stehfest & Bouwman (2006). Pour un site et une année donnés, les facteurs d'émissions sont calculés pour plusieurs quantités d'apports (incluant une situation sans apport). L'analyse révèle qu'un modèle non-linéaire est plus à même de représenter la relation par unité de surface entre émissions de  $N_2O$  et quantité de N apporté, notamment pour les engrais commerciaux (Figure 28 ; Shcherbak et al., 2014). Pour des apports en fertilisants compris entre 175 et 200 kg N  $ha^{-1}$ , le modèle obtenu est relativement proche du modèle linéaire proposé par le GIEC. Par contre pour les systèmes à faibles intrants, le modèle GIEC EF 1% surestime les émissions directes de  $N_2O$ , ce que nous avons pu constater dans nos études à Madagascar (**Chapuis-Lardy et al, 2009b [16]; Rabenarivo et al., 2009 [33]**).

Figure 28. Relation entre les émissions directes de  $N_2O$  et les quantités de N apporté au sol selon le modèle linéaire du GIEC (IPCC 1% EF) et le modèle non-linéaire obtenu par Shcherbak et al. (2014) [figure modifiée d'après Shcherbak et al., 2014].



Au-delà de 200 kg d'azote apporté par hectare, Shcherbak et al. (2014) estime que les émissions de N<sub>2</sub>O seraient supérieures à celles calculées en utilisant le facteur d'émission proposé par le GIEC (Figure 28).

Dans leur analyse, Shcherbak et al. (2014) confrontent l'ampleur de la non-linéarité ( $\Delta EF^{10}$ ) avec les paramètres descriptifs des conditions du milieu et des modalités d'apports (Shcherbak et al., 2014 ; figure 29). Les variations  $\Delta EF$  dépendent des caractéristiques du sol, notamment des teneurs en carbone et azote, et de la nature des apports, notamment du type de fertilisants (Shcherbak et al., 2014 ; figure 29). Un tel constat peut être fait sur la base des travaux que nous avons conduits à Madagascar (Chapuis-Lardy et al, 2009b [16] ; Rabenarivo et al., 2014 [4]).

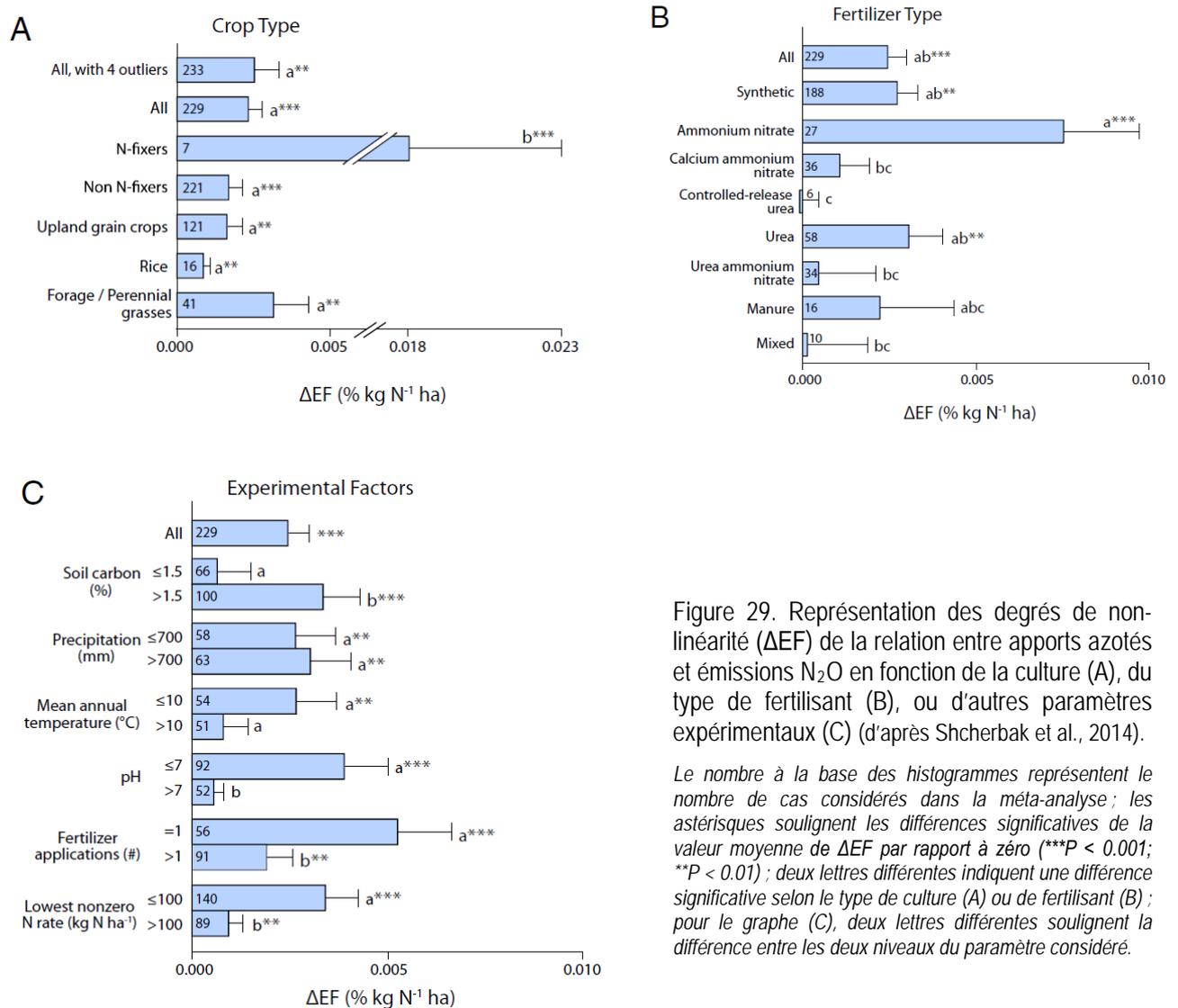


Figure 29. Représentation des degrés de non-linéarité ( $\Delta EF$ ) de la relation entre apports azotés et émissions N<sub>2</sub>O en fonction de la culture (A), du type de fertilisant (B), ou d'autres paramètres expérimentaux (C) (d'après Shcherbak et al., 2014).

Le nombre à la base des histogrammes représentent le nombre de cas considérés dans la méta-analyse ; les astérisques soulignent les différences significatives de la valeur moyenne de  $\Delta EF$  par rapport à zéro ( $***P < 0.001$ ;  $**P < 0.01$ ) ; deux lettres différentes indiquent une différence significative selon le type de culture (A) ou de fertilisant (B) ; pour le graphe (C), deux lettres différentes soulignent la différence entre les deux niveaux du paramètre considéré.

<sup>10</sup>  $\Delta EF$  exprime le degré de non-linéarité de la relation reliant les émissions de N<sub>2</sub>O aux quantités de N apportées. Ainsi, une valeur négative démontre une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O en fonction des apports en azote plus faible que celle estimée par un modèle linéaire.

La synthèse réalisée par Shcherbak et al. (2014) met clairement en évidence que les stratégies d'atténuation des émissions peuvent se combiner avec celles visant à soutenir la productivité du système cultivé et à limiter sa vulnérabilité face aux contraintes climatiques. Pour diminuer les émissions nettes de  $N_2O$  issues des sols agricoles, la principale stratégie consiste actuellement à diminuer les apports azotés tout en augmentant l'efficacité d'utilisation de l'azote par les plantes pour ne pas impacter leur croissance et la productivité du système cultivé (Oenema, 1999 ; Ussiri & Lal, 2013). Les autres options cherchant à réduire l'important écart entre le rendement potentiel et le rendement obtenu par les petits agriculteurs du sud offrent autant de pistes à prospecter pour une réduction concomitante des émissions de gaz à effet de serre (Godfray et al. 2010 ; Ussiri & Lal, 2013). Ces autres options, issues des approches d'intensification écologique, jouent sur la complexité des systèmes cultivés (rotation ou association culturales - notamment avec des légumineuses ; agroforesterie ; intégration agriculture-élevage) et des amendements adaptés (apports d'intrants organiques, mulch, type de fertilisants) (Altieri, 2002 ; Malézieu, 2012).

La figure 30 donne ainsi le cadre des modèles d'études permettant de poursuivre mes efforts sur la quantification des flux dans les agrosystèmes tropicaux et de renouveler mes questionnements sur les processus contribuant à l'émission nette de  $N_2O$  vers l'atmosphère et leurs facteurs de régulation. A court terme, la priorité sera donnée au développement d'études portant sur l'impact de la quantité et qualité des intrants, en fonction du type de sol et des contraintes climatiques pour des associations culturales intégrant des légumineuses ou des systèmes agroforestiers.

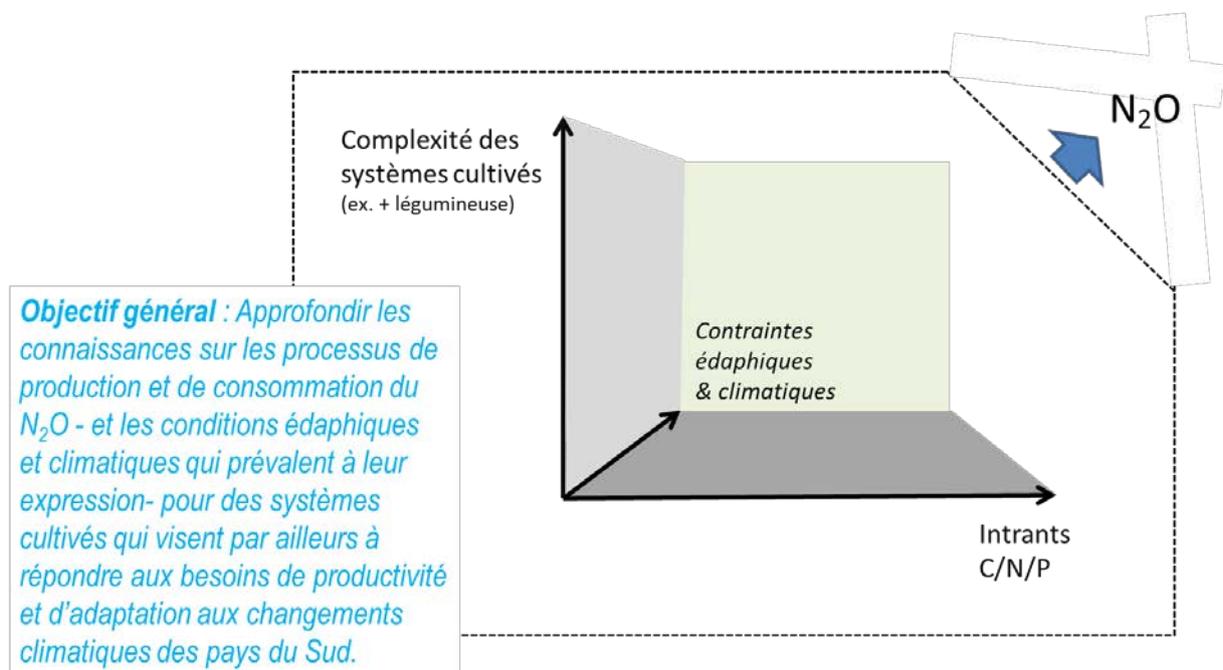


Figure 30. Objectif et cadre de développement des travaux en projet

## 6.1. Processus de production et de consommation de N<sub>2</sub>O et facteurs de contrôle

### 6.1.1. Le cas des systèmes à légumineuses

L'introduction d'une légumineuse dans le système cultivé, comme plante de couverture ou culture intercalaire, est une pratique d'intensification écologique couramment employée par les petits paysans du Sud. Cette pratique permet augmenter les rendements de la culture principale sans forcément recourir aux intrants azotés commerciaux, et tout en produisant un aliment riche en protéines végétales pour l'homme ou pour le bétail (Jensen & Hauggaard-Nielsen, 2003 ; Hauggaard-Nielsen & Jensen, 2005 ; Malézieu et al., 2009 ; Bakayoko et al., 2000 ; Bationo & Ntare, 1999 ; Danga et al., 2009 ; Jensen et al., 2012). La méta-analyse de Shcherbak et al. (2014) montrent la particularité de la réponse du  $\Delta EF$  dans le cas des légumineuses (Figure 29A). La synthèse menée par Rochette et Janzen (2005) montre que le N<sub>2</sub>O émis par les légumineuses est lié à l'azote excrété par la plante sous forme d'exsudats racinaires durant la saison culturale, et à la décomposition des résidus de culture après la récolte plutôt que par la fixation biologique *sensu stricto*. Certains systèmes intégrant des résidus de légumineuses se décomposant à la surface du sol, notamment pour le soja, n'émettent pas plus de N<sub>2</sub>O qu'un système non-fertilisé (Thiébeau et al. 2010) ; d'autres systèmes à légumineuses peuvent toutefois générer des flux de N<sub>2</sub>O équivalents voire plus importants que ceux mesurés dans un système recevant des fertilisants inorganiques notamment dans la période post-culturale lorsque leurs résidus se décomposent (Palm et al., 2002; Baggs et al., 2006 ; Gomez et al, 2009 ; Pappa et al., 2011). Plusieurs auteurs mettent en exergue l'importance d'une bonne gestion visant notamment la synchronisation entre la libération d'azote par décomposition des résidus de légumineuses et les besoins des plantes cultivées en rotation (Furher et al., 2007 ; Gomez et al, 2009). En règle générale, la réduction de l'apport d'engrais azotés liée à la culture de légumineuses permet de réduire les émissions de gaz à effet de serre à l'échelle de la rotation (Parkin & Kaspar, 2006 ; Nemecek et al. 2008 ; Jensen et al., 2012 ; Jeuffroy et al., 2013 ; De Antoni Migliorati et al., 2015). L'ampleur des flux de N<sub>2</sub>O induits est sous la dépendance des conditions pédoclimatiques (Rochette et al., 2004) et de la nature de résidus (Millar et al., 2004 ; Jensen et al., 2012). Toutefois, peu d'études portent sur les agrosystèmes tropicaux (De Antoni Migliorati et al., 2015) ; il convient de poursuivre les efforts de caractérisation des flux depuis les échelles de temps et d'espace appropriées à la gestion paysanne (pluriannuelle/parcelle) jusqu'aux échelles plus fines (cycle cultural/rhizosphère) pour lesquels les modalités d'expression des processus émetteurs de N<sub>2</sub>O, et la hiérarchisation des facteurs de contrôle restent à clarifier (Butterbach-Bahl et al., 2013).

Les émissions nettes directement issues de la fixation symbiotique *per se* sont considérées comme négligeables et exclues par le GIEC des calculs à plus grande échelle comme étant une source de N<sub>2</sub>O (Rochette and Janzen, 2005; IPCC, 2006). Toutefois, il est admis depuis plusieurs décennies que le N<sub>2</sub>O puisse servir de substrat lors de la fixation biologique de l'azote (Rivera-Ortiz and Burris, 1975 ; Coyne & Focht, 1987), non pas par le biais du complexe nitrogénase pourtant capable de l'utiliser, mais lors du processus de dénitrification pouvant être mené jusqu'à son terme par un nombre limité de diazotrophes (Monza et al., 2006 ; Philippot et al., 2007). En réduisant les nitrates et nitrites, inhibiteur de l'activité de la nitrogénase, la dénitrification permettrait d'optimiser la fixation biologique de l'azote (Arrese-Igor et al., 1997 ; Polcyn and Lucinski, 2001 ; Sánchez et al., 2011) ; ces premières étapes de la chaîne de réaction (catalysées par la nitrate et la nitrite réductase) sont

relativement répandues chez les diazotrophes (Polcyn and Lucinski, 2001) alors que la capacité à réduire le  $N_2O$ , et ainsi de contribuer à en limiter les émissions nettes, est plus rare (Monza et al., 2006). Plusieurs études récentes ont mis en évidence, pour le soja, l'augmentation possible de cette capacité de réduction par l'inoculation sélective de souches de symbiotes – bactérie du genre *Bradyrhizobium* porteuse du gène *nosZ* (Sameshima-Saito et al., 2006 ; Hénault & Revellin, 2011 ; Itakura et al., 2013). Hénault & Révellin (2011) ont montré que ce processus de réduction n'était sans doute pas négligeable lorsqu'il était rapporté aux échelles des cultures annuelles et de la parcelle. Ainsi, les légumineuses requièrent une attention spécifique dans l'évaluation des émissions de  $N_2O$  des systèmes cultivés, comme souligné par la méta-analyse de Shcherbak et al. (2014).

A Madagascar, nos travaux avaient révélé une très faible capacité des communautés microbiennes des sols à réduire le  $N_2O$  produit (**Chapuis-Lardy et al., 2009b [16] ; Baudoin et al., 2009 [14]**). Une piste intéressante pour limiter les émissions nettes de  $N_2O$  vers l'atmosphère consiste à chercher à développer cette capacité de réduction du  $N_2O$  en  $N_2$  (Richardson et al., 2009) d'autant que la littérature rapporte la découverte récente d'un nouveau groupe de dénitrifiants porteurs d'importantes capacités à réduire le  $N_2O$  (Philippot et al., 2011, Jones et al., 2013). Le développement de ces pistes de recherche aux échelles fines, liant diversité génomique et aspect fonctionnel, ne peut se faire qu'au travers de collaborations avec des collègues microbiologistes (dans et hors de l'UMR Eco&Sols).

### 6.1.2. Couplage des cycles et relations stœchiométriques C/N/P

Suite à nos travaux, nous avons insisté sur la nécessité de mieux comprendre l'impact de la nature (au-delà des quantités) des intrants (résidus et fertilisants) sur les émissions nettes de  $N_2O$ . Pour limiter les émissions de  $N_2O$  dans les systèmes en semis direct sous couverture végétale que nous avons étudiés à Madagascar, un apport d'engrais diammonium phosphate (DAP) était préférable à un apport équivalent en N sous forme NPK (**Rabenarivo et al., 2014 [4]**). Nous en avons conclu qu'il convenait d'adapter la nature des fertilisants (apports sous forme nitrate ou ammonium) au processus supposé comme prédominant dans le contexte pédo-climatique (nitrification vs. dénitrification ; Mosier et al., 1996). Les pratiques de gestion des sols cultivés basées sur une utilisation raisonnée des intrants et une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote fournissent de réelles options pour réduire les émissions de  $N_2O$ . Toutefois, le DAP est un engrais combinant azote et phosphore. On peut alors s'interroger sur les possibilités offertes par une meilleure considération des rapports C/N/P pour manipuler les apports et réduire les émissions tout en augmentant la productivité. Les teneurs en azote minéral dans le sol et les communautés microbiennes (biomasse/activité/structure) sont sous la dépendance des relations stœchiométriques entre les éléments C, N & P (Hall & Matson, 1999 ; Fanin et al., 2015). Le rôle des éléments autres que l'azote est très peu abordé, y compris aux échelles microscopiques où la compétition pour les ressources est un déterminant du fonctionnement biologique du sol.

Par ailleurs, la croissance des plantes en milieu tropical étant souvent limitée par la faible disponibilité en P assimilable dans le sol (conditionnée notamment par la présence de minéraux secondaires à haut pouvoir fixateur vis-à-vis des ions phosphate ; Frossard et al., 1995). La question de la disponibilité en P revêt une importance particulière dans les systèmes à légumineuses pour lesquels la fourniture d'azote est assurée par la fixation symbiotique. Dans un sol pauvre en P mais non limité en azote, la fertilisation phosphatée peut réduire les émissions de  $N_2O$  en augmentant les prélèvements d'azote et la croissance de la plante (Schlegel et al. 1996 ; Baral et al., 2014). Pour

améliorer leur nutrition phosphatée, les plantes sont capables d'exsuder dans la rhizosphère des protons, des acides organiques, de synthétiser des phosphatases, ou de développer des relations symbiotiques au travers de mycorhizes (Bolan, 1991; Cardoso & Kuyper 2006 ; Plassart et al., 2015 [35]). Les travaux menés en milieu tempéré par les collègues de l'UMR dans le cadre de l'ANR PerfCom ont mis en évidence une augmentation de la disponibilité en P pour des cultures associant céréale et légumineuse (Betencourt et al., 2012). Cet effet de facilitation n'a cependant été observé que dans le cas d'un sol ayant une faible disponibilité de P. D'autres collègues ont par ailleurs montré que l'efficacité d'utilisation du phosphore chez les légumineuses (impliquant la sécrétion de phosphatase dans les nodules) pouvait affecter l'activité de fixation de l'azote (Lazali et al., 2014). Il serait intéressant de voir si cela affecte également la capacité de réduction du  $N_2O$  lorsque le processus de dénitrification est opérationnel dans les nodules (Sameshima-Saito et al., 2006 ; Philippot et al., 2007 ; Hénault & Revellin, 2011 ; Itakura et al., 2013). Par ailleurs, plusieurs études ont montré l'impact de la nature et des quantités de composés carbonés issus de la décomposition des matières organiques ou sécrétés par la plante dans la rhizosphère sur l'activité de la  $N_2O$  réductase et le ratio  $N_2/N_2O$  (Knowles, 1982 ; Bremner, 1997 ; Mathieu et al., 2006 ; Henry et al., 2008 ; Miller et al., 2009 ; Philippot et al., 2009 ; Morley & Baggs, 2010 ; Morley et al., 2014 ; Iqbal et al., 2014). Ainsi, l'hypothèse centrale des travaux proposés est que, pour les sols tropicaux pauvres en matière organique et en nutriments, recevant peu d'intrants, les processus potentiellement émetteurs de  $N_2O$  dépendent de plusieurs éléments en interaction (rapports C/N/P), et que le P est un élément critique dans le contrôle des mécanismes de production et de réduction du  $N_2O$ . Les développements de ces travaux reposent sur une approche couplant mesures de terrain et expérimentations en serre.

## 6.2. Réduire les incertitudes liées aux données de terrain

### 6.2.1. Une nécessaire collecte de données sur les terrains du Sud

Continuer à acquérir des données quantitatives sur les émissions de GES dans les pays du Sud est une étape incontournable pour progresser dans l'établissement de facteurs d'émissions adaptés aux contextes locaux (climat, sol, pratiques culturales) qui ne soient pas uniquement basés sur les quantités d'azote apportés par unité de surface et les lignes directrices données par le GIEC (e.g., Ogle et al., 2013). Cette étape est nécessaire pour améliorer les modèles, dresser des bilans et tenter une évaluation des émissions au niveau national en diminuant les incertitudes associées aux estimations. Il convient donc de poursuivre les efforts de quantification des flux de GES issus des agrosystèmes dans les pays du Sud, notamment, dans les principaux contextes pédo-climatiques, pour les cultures importantes d'un point de vue de la superficie occupée, et/ou pour les pratiques culturales ayant été adoptées pour d'autres bénéfices (soutien à la productivité du milieu / sécurité alimentaire).

Par exemple, pour les systèmes cultivés incluant des légumineuses, la synthèse menée par Rochette et Janzen (2005) montre que les jeux de données sont restreints et n'intègrent que rarement une comparaison pour le même site entre parcelles avec légumineuses et parcelles fertilisées, minimisant ainsi la pertinence des conclusions pouvant être tirées sur une possible augmentation ou diminution des émissions  $N_2O$  dans les rotations culturales intégrant une légumineuse. La contribution de la fixation symbiotique *per se* est considérée comme négligeable

(Rochette & Janzen, 2005; IPCC, 2006 ; Barton et al., 2011 ; Jueffroy et al., 2013), et le facteur par défaut donné par le GIEC pour les émissions N<sub>2</sub>O issues de la décomposition des résidus de légumineuses est actuellement le même que pour les autres résidus de récolte (IPCC, 2006). Les quelques études menées en milieu tropical, notamment nos travaux, suggèrent que les émissions pourraient être moins élevées qu'en milieu tempéré et bien inférieures à celles estimées en utilisant les facteurs d'émissions proposés dans l'approche Tier 1 du GIEC (Dick et al., 2008 ; Galbally et al., 2008 ; Barton et al., 2008, 2011 ; Chapuis-Lardy et al., 2009 ; Gomes et al., 2009 ; Shcherbak et al., 2014). Plus de données sont nécessaires pour les zones tropicales; elles doivent mieux intégrer les caractéristiques du milieu (sol & climat), la variété des espèces cultivées et les itinéraires culturaux afin d'affiner les estimations. Elles doivent par ailleurs se combiner avec les études cherchant à mieux comprendre les processus et leurs facteurs de contrôle (paragraphe 6.1). D'autre part, Hickman et al. (2011) soulignent l'importance d'intégrer les activités liées à l'élevage pour parfaire les inventaires régionaux et nationaux en Afrique Sub-Saharienne. Un tel effort a été initié au Sénégal dans le cadre du projet CERAO (ANR Agrobiosphère 2013) auquel je participe.

Un autre élément de réflexion concerne l'unité de référence utilisée dans les inventaires. A la suite de la synthèse de Van Groningen et al. (2010), un nombre croissant de travaux rapportent l'intérêt d'exprimer les émissions de N<sub>2</sub>O, non pas par unité de surface mais par unité de rendement (« yield-scaled »). Les émissions de N<sub>2</sub>O par unité de rendement sont considérées comme critiques uniquement lorsque les apports sont supérieurs à la capacité d'utilisation de l'azote par les cultures (van Groeningen et al., 2010; Linnquist et al., 2012). Les émissions minimales pourraient être obtenues avec un gain de rendement pour des apports en azote inférieurs à 180-190 kg N ha<sup>-1</sup>, au-delà le gain de rendement est réduit alors que les émissions de N<sub>2</sub>O augmentent considérablement (van Groeningen et al., 2010). Cette approche permet de considérer le nécessaire compromis entre productivité du système cultivé et réduction des émissions N<sub>2</sub>O. Dans cette optique, les quantifications des émissions doivent être rapportées autant que possible aux données de rendement, notamment aux échelles locales et pour les systèmes intégrant peu l'élevage.

Il est crucial d'épauler nos partenaires dans leurs efforts visant à construire ces inventaires d'autant que les situations étudiées peuvent me permettre de mener des études centrées sur les processus et leurs facteurs d'influence.

### 6.2.2. Mieux considérer le profil de sol

Bien que les mesures d'émissions N<sub>2</sub>O soient réalisées le plus souvent à la surface du sol, le N<sub>2</sub>O est produit dans l'ensemble du volume du sol, par différents processus en fonction notamment de l'aération du sol et de la disponibilité en substrats azotés et carbonés. L'émission nette à la surface du sol résulte du bilan entre les mécanismes de production, de consommation et de transfert (Chapuis-Lardy et al., 2007 [19]). La dynamique de l'eau dans le profil conditionnent les processus microbiens impliqués dans la production de N<sub>2</sub>O, ainsi que les processus de transport dans et hors du profil.

Deux synthèses ont été publiées sur le devenir du N<sub>2</sub>O dans le sol et les processus de transport (Heincke & Kaupenjohann, 1999 ; Clough et al., 2005). La diffusion et le transport des gaz sont inversement proportionnels au taux de saturation de l'espace poral du sol par l'eau (WFPS %). Par conséquent, lorsque la teneur en eau dans le sol diminue, le N<sub>2</sub>O rejoint plus rapidement la surface et l'oxygène diffuse mieux avec des effets sur l'expression des différents processus de production et

de consommation, et le ratio  $N_2O/N_2$ . Le  $N_2O$  peut également être piégé sous forme gazeuse dans les pores occlus ou être dissous dans l'eau du sol (Heincke & Kaupenjohann, 1999 ; Clough et al., 2005) ; Sa dissolution dans l'eau prolonge son temps de résidence dans le sol et augmente ainsi la possibilité d'être réduit en  $N_2$ . Lorsqu'il s'accumule, le  $N_2O$  peut ensuite diffuser lentement ou au contraire très rapidement au gré des changements dans les conditions du milieu, notamment de l'intensité du taux de saturation de l'espace poral par l'eau et de la vitesse des flux d'eau (Rabot et al., 2014). La disponibilité en substrats, azote minéral et carbone organique, joue par ailleurs un rôle prépondérant dans la production de  $N_2O$  au sein du profil de sol, notamment par la dénitrification, et à ce titre la rhizosphère constitue un lieu privilégié pour la production de  $N_2O$  (Philippot et al., 2009 ; Hayashi et al., 2015).

Les collègues de l'UMR développent depuis des années des recherches sur la dynamique des nutriments et de l'eau dans les plantations forestières tropicales. Le développement d'un système racinaire profond dans les sols tropicaux permet aux eucalyptus de maintenir une forte croissance au cours de périodes sèches (Battie-Laclau et al 2014 ; Christina et al., 2015) et de limiter les pertes de nutriments par drainage profond (Laclau et al., 2010; Mareschal et al., 2013). Les dispositifs expérimentaux en place au Brésil ont permis de montrer qu'entre 5 et 20 % de la biomasse des racines fines d'*Eucalyptus grandis* est situé au-delà de 3 m de profondeur et que cette proportion augmente avec l'âge de la plantation (Christina et al., 2011 ; Laclau et al., 2013). Les plantations commerciales d'eucalyptus au Brésil allouent environ 30 % de la productivité primaire brute dans le sol pour la croissance des racines, leur respiration et la production d'exsudats (Ryan et al., 2010 ; Nouvellon et al., 2012 ; Epron et al., 2012 ; Campoe et al., 2012). Les plantations d'eucalyptus suivies sur le dispositif SOERE F-ORE-T d'Itatinga (Brésil) constituent un modèle de choix pour améliorer la compréhension de la contribution aux émissions de surface des mécanismes de production en profondeur et des processus de transfert. Le développement de ce volet de recherche est toutefois conditionné à l'obtention d'un financement et fait l'objet d'une proposition actuellement déposée à l'appel d'offre EC2CO.

### 6.2.3. Réduire les incertitudes liées aux changements d'échelle

Pour des raisons de moindre coût et de simplicité, les techniques traditionnellement déployées au Sud pour suivre les émissions de  $N_2O$  sont basées sur l'utilisation de chambres statiques et l'analyse, hors site, des gaz collectés par chromatographie en phase gazeuse. Ces techniques présentent des limites (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008 ; Butterbach-Bahl et al., 2013 ; Raspon & Dacres, 2014), la principale étant que la variabilité spatio-temporelle des émissions est peu considérée du fait de la faible superficie couverte par les enceintes statiques, du temps de fermeture nécessaire pour obtenir un flux mesurable, ou encore d'aspects plus logistiques comme le besoin en main d'œuvre ou l'éloignement géographique entre les sites et les infrastructures de recherche (labo/instrumentation). Les récents développements des analyseurs à sonde diode laser (TDL) et leur portabilité permettent par des mesures de terrain à des pas de temps réduits (par rapport aux techniques chambres statiques/GC) et en plus grand nombre de mieux explorer la variabilité spatiale et temporelle (Cowan et al., 2014 ; Raspon & Dacres, 2014). Ces approches répondent plus aux besoins des études centrées sur les processus et leur expression à des échelles spatio-temporelle réduites/fines qu'à l'établissement de bilans d'émissions à des pas de temps et des échelles spatiales plus importants. Bien qu'elles aient leurs propres limites, les mesures réalisées par eddy covariance grâce à l'instrumentation d'une tour à flux permettent de couvrir des surfaces plus grandes (de

l'ordre de l'hectare) et de mieux intégrer les sources indirectes (Dalal & Allen, 2008 ; Raspon & Dacres, 2014 ; Eugster & Merbold, 2015). Pouvoir combiner les deux types d'approche permettrait de mieux intégrer les échelles et de réduire les incertitudes liées aux changements d'échelle.

En collaboration avec les collègues de l'unité, une telle approche est possible dans l'un des sites instrumentés de notre unité (tour à flux et mesures en eddy-covariance dans les systèmes agroforestiers) et sera mise en place une fois le financement obtenu pour l'acquisition d'un analyseur TDL.

*En achevant la rédaction de ce mémoire, je voudrais (ré)exprimer mon attachement à la dimension partenariale portée par l'IRD. Mes activités continueront à concilier recherche fondamentale et recherche appliquée en s'appuyant sur un partenariat Nord-Sud au service du développement des pays du Sud, et du renforcement des capacités des équipes locales. Je mentionnerai également ma volonté de poursuivre mon implication dans les activités connexes d'animation. La direction de l'UMR m'a confié la co-animation de l'un des Thèmes de Recherche d'Eco&Sols depuis juin 2015, cela marque sans aucun doute une étape dans ma carrière.*

**« Cela semble toujours impossible, jusqu'à ce qu'on le fasse »**

Nelson Mandela (1918-2013)



## Références

- Adámoli J., Macedo J., Azevedo L.G., Netto J.M., 1986. Caracterização da região dos cerrados. In : W.J. Goedert (ed), Solos dos Cerrados : tecnologias e estratégias de manejo. Planaltina : EMBRAPA-CPAC/São Paulo : Nobel, 33-74.
- Altieri M.A., 1989. Agroecology: A new research and development paradigm for world agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 27, 37-46.
- Altieri M.A., 1995. *Agroecology: The Science of Sustainable Agriculture*, Westview press, Boulder, CO.
- Altieri M.A., 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 1-24.
- Arah J., Smith I., Crighton I., Li S.H., 1991. Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils. *Journal of Soil Science* 42, 351-367.
- Arrese-Igor C., Minchin F.R., Gordon A.J., Nath A.K., 1997. Possible causes of the physiological decline in soybean nitrogen fixation in the presence of nitrate. *Journal of Experimental Botany* 48, 905-913.
- Babajide J. O., Babajide O. O., Daramola A. O., Mabusela W. T., 2008. Flavonols and an oxychromonol from *Piliostigma reticulatum*. *Phytochemistry* 69, 2245-2250.
- Badiane A.N., Kouma M., Sene M., 2000. Région de Diourbel: Gestion des sols. Drylands Research Working Paper 15, Drylands Research, Somerset, England.
- Baggs E.M., 2011. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3, 321-327.
- Baggs E.M., Chebii J., Ndufa J.K., 2006. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. *Soil & Tillage Research* 90, 69-76.
- Bakayoko M., Buerkert A., Lung A., Bationo A., Romheld V., 2000. Cereal/legume rotation effects on cereal growth in Sudano-Sahelian West Africa: soil mineral nitrogen, mycorrhizae and nematodes. *Plant & Soil* 218, 103-116.
- Balbino L.C., Brossard M., Leprun J.C., Bruand A., 2002. Mise en valeur des Ferralsols de la région du Cerrado (Brésil) et évolution de leurs propriétés physiques : une étude bibliographique. *Etude & Gestion des Sols* 9, 83-104
- Ball B.C., Scott A., Parker J.P., 1999. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research* 53, 29-39.
- Baral B.R., Kuyper T.W., Van Groenigen J.W., 2014. Liebig's law of the minimum applied to a greenhouse gas: alleviation of P-limitation reduces soil N<sub>2</sub>O emission. *Plant & Soil* 374, 539-548.
- Barois I., Lavelle P., 1986. Changes in respiration rate and some physicochemical properties of a tropical soil during transit through *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta). *Soil Biology & Biochemistry* 18, 539-541.
- Barois I., Lavelle P., Brossard M., Tondoh J., Martinez M., Rossi J.P., Senapati B., Angeles A., Fragoso C., Jimenez J.J., Decaens T., Lattaud C., Kanyonyo J., Blanchart E., Chapuis-Lardy L., 1999. Ecology of earthworm species with large environmental tolerance and/or extended distributions. In: Lavelle P., Brussaard I. & Hendrix P. (Eds), *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*. CAB-I, Wallingford, pp. 57-86.
- Barthès B.G., Brunet D., Brauman A., Fromin N., Lensi R., Volant A., Laclau J.L., Blavet D., Chapuis-Lardy L., 2010. Determination of potential denitrification in a range of tropical topsoils using near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). *Applied Soil Ecology* 46, 81-89.
- Barthès B.G., Brunet D., Ferrer H., Chotte J.L., Feller C., 2006. Determination of total carbon and nitrogen content in a range of tropical soils using near infrared spectroscopy: influence of replication and sample grinding and drying. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 14, 341-348.
- Barthès B.G., Brunet D., Hien E., Enjalric F., Conche S., Freschet G., D'Annunzio R., Toucet-Louri J., 2008b. Determining the distributions of soil carbon and nitrogen in particle size fractions using near infrared reflectance spectrum of bulk soil samples. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 1533-1537.
- Barthès B.G., Kouakoua E., Larré-Larrouy M.C., Razafimbelo T.M., De Luca E.F., Azontonde A., Neves C.S.V.J., De Freitas P.L., Feller C.L., 2008a. Texture and sesquioxide effects on water-stable aggregates and organic matter in some tropical soils. *Geoderma* 143, 14-25.
- Barton L., Butterbach-Bahl K., Kiese R., Murphy D.V., 2011. Nitrous oxide fluxes from a grain-legume crop (narrow-leaved lupin) grown in a semi-arid climate. *Global Change Biology* 17, 1153-1166.
- Barton L., Kiese R., Gatter D., Butterbach-Bahl K., Buck R., Hinz C., Murphy D. 2008. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. *Global Change Biology* 14, 177-192.
- Bateman E.J., Baggs E.M., 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology & Fertility of Soils* 41, 379-388.
- Bationo A., Ntare B.R., 1999. Rotation and nitrogen fertilizer effects on pearl millet, cowpea and groundnut yield and soil chemical properties in a sandy soil the semi-arid tropics, West Africa. *Journal of Agricultural Science* 134, 277-284.
- Bationo A., Waswa B.S., Kihara J., 2015. Soil Carbon and Agricultural Productivity: Perspectives from Sub-Saharan Africa. In: Banwart S.A., Noellemeier E., Milne E. (Eds), *Soil Carbon: Science, Management and Policy for Multiple Benefits*. CAB International, Wallingford, pp. 132-140.
- Batjes N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151-163.

- Battie-Laclau P., Laclau J.P., Domec J.C., Christina M., Bouillet J.P., De Cassia Piccolo M., De Moraes Gonçalves J.L., Moreira e Moreira R., Krusche A.V., Bouvet J.M., Nouvellon Y., 2014. Effects of potassium and sodium supply on drought-adaptive mechanisms in *E. grandis* plantations. *New Phytologist* 203, 401-413.
- Baudoin E., Philippot L., Chèneby D., Chapuis-Lardy L., Fromin N., Bru D., Rabary B., Brauman A., 2009. Direct seeding mulch-based cropping system increases both activity and abundance of key denitrifiers communities in a tropical soil. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 1703-1709.
- Beaumont H.J.E., van Schooten B., Lens S.I., Westerhoff H.V., van Spanning R.J.M., 2004. *Nitrosomonas europaea* expresses a nitric oxide reductase during nitrification. *Journal of Bacteriology* 186, 4417-4421.
- Bernard L., Chapuis-Lardy L., Razafimbelo T., Razafindrakoto M., Pablo A.L., Legname E., Poulain J., Brûls T., O'Donohue M., Brauman A., Chotte J.L., Blanchart E., 2012. Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. *The ISME journal* 6, 213-222.
- Bernoux M., Cerri C.C., Cerri C.E.P., Siqueira Neto M., Metay A., Perrin A.-S., Scopel E., Razafimbelo T., Blavet D., Piccolo M.d.C., Pavei M., Milne E., 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agronomy for Sustainable Development* 26, 1-8.
- Bernoux M., Feller C., Cerri C.C., Eschenbrenner V., Cerri C.E.P., 2005. Soil carbon sequestration. In: Roose E., Lal R., Feller C., Barthès B., Stewart B. (Eds), *Soil Erosion and Carbon Dynamics*. CRC Taylor & Francis Publisher, Boca Raton, pp. 13-22.
- Bertora C., van Vliet P.C.J., Hummelink E.W.J., van Groenigen J.W., 2007. Do earthworms increase N<sub>2</sub>O emissions in ploughed grassland? *Soil Biology & Biochemistry* 39, 632-640.
- Blackmer A.M., Bremner J.M., 1976. Potential of soil as a sink for atmospheric nitrous oxide. *Geophysical Research Letters* 3, 739-742.
- Blackmer A.M., Bremner J.M., 1978. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N<sub>2</sub>O to N<sub>2</sub> by soil microorganisms. *Soil Biology & Biochemistry* 10, 187-191.
- Blanchart E., Albrecht A., Brauman A., Chapuis-Lardy L., Csuzdi C., Rabary B., Rabeharisoa L., Rajaonarison J., Rakotofiringa S., Randriamanantsoa R., Razafindrakoto M., Robert A., 2010. La biodiversité de la macrofaune des sols à Madagascar : état des connaissances. In : Colloque « Biodiversité et Développement Durable à Madagascar », 3-5 nov, Lyon, France.
- Blanchart E., Barthès B., Bernoux M., Chapuis-Lardy L., Chotte J.L., Douzet J.M., Falinirina V., Feller C., Rabary B., Randriamanantsoa R., Ratnadass A., Razafimbelo T., Scopel E., Villenave C., 2008. Fonctionnement du sol sous SCV au Brésil et à Madagascar : Abondance et rôle des ingénieurs du sol sur la dynamique du carbone du sol. *Terres Malgaches* 26, 25-28.
- Blanchart E., Bernard L., Brauman A., Chapuis-Lardy L., Rabary B., Rabeharisoa L., Rabenarivo M., Randriamanantsoa R., Ratsiatosika O., Razafimbelo T., Razafindrakoto M., Trap J., 2014. Intensification of soil ecological processes. How to manage soil biodiversity in tropical cropping systems? In: Conference Agroecology for Africa (AFA), Agroecology and Sustainability of Tropical Rainfed Cropping Systems, 3-7 November, Antananarivo, Madagascar.
- Blanchart E., Barthès B., Bernoux M., Chapuis-Lardy L., Chotte J.L., Douzet J.M., Falinirina V., Feller C., Rabary B., Randriamanantsoa R., Ratnadass A., Razafimbelo T., Scopel E., Villenave C., 2007a. Soil functioning in DMC systems in Brazil and Madagascar: abundance and role of soil ecosystem engineers on soil carbon dynamics. In: International Symposium on Soils under No-tillage Systems, December 3-7, Antananarivo, Madagascar
- Blanchart E., Bernoux M., Sarda X., Siqueira Neto M., Cerri C.C., Piccolo M., Douzet J.M., Scopel E., Feller C., 2007b. Effect of direct seeding mulch-based systems on soil carbon storage and macrofauna in central Brazil. *Agriculturae Conspectus Scientificus* 72, 81-87.
- Bleakley B.H., Tiedje J.M., 1982. Nitrous oxide production by organisms other than nitrifiers or denitrifiers. *Applied Environmental Microbiology* 44, 1342-1348.
- Bolan N.S., 1991. A critical review of the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. *Plant & Soil* 134, 189-207.
- Bollmann A., Conrad R., 1998. Influence of O<sub>2</sub> availability on NO and N<sub>2</sub>O release by nitrification and denitrification in soils. *Global Change Biology* 4, 387-396.
- Bongers T., Bongers M., 1998. Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology* 10, 239-251.
- Bongers T., Ferris H., 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 14, 224-228.
- Bongers, T., 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M., Batjes N.H., 2002a. Emissions of N<sub>2</sub>O and NO from fertilized fields. Summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 6-16-13.
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M., Batjes N.H., 2002b. Modeling global annual N<sub>2</sub>O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 28-1-28-9.
- Bowden W.B., Bormann F.H., 1986. Transport and losses of nitrous oxide in soil water after forest-cutting. *Science* 233, 867-869.
- Brauman A. 2000. Effect of gut transit and mound deposit on soil organic matter transformations in the soil feeding termite: a review. *European Journal of Soil Biology* 36, 1-9.
- Brauman A., Le Moal K., Chapuis-Lardy L., Hamelin J., Bernard L., Abadie J., Randriamanantsoa R., Blanchart E., 2010. Comparaison des communautés fonctionnelles microbiennes associées à la faune du sol endémique et exotique de Madagascar. In : Colloque de Restitution Scientifique du Programme Nationa EC2CO, 23-25 Novembre, Toulouse.
- Bremner J.M., 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 7-16.

- Brossard M., Lopes Assad M.L., Chapuis L., Barcellos A.O., 1997. Estoques de carbono em solos sob diferentes fitofisionomias de cerrados. In : Leite L.L., Saito C.H. (Eds). Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado, UnB, Brasília, Brazil, pp. 272-275.
- Brunet D., Barthès B.G., Chotte J.L., Feller C., 2007. Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: effects of sample grinding and set heterogeneity. *Geoderma* 139, 106-117.
- Butterbach-Bahl K., Breuer L., Gasche R., Willibald G., Papen H., 2002. Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands: 1. Fluxes of N<sub>2</sub>O, NO/NO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecology & Management* 167, 123-134.
- Butterbach-Bahl K., Gasche R., Huber C., Kreutzer K., Papen H., 1998. Impact of N-input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH<sub>4</sub>-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe. *Atmospheric Environment* 32, 559-564.
- Butterbach-Bahl K., Baggs E.M., Dannenmann M., Kiese R., Zechmeister-Boltenstern S., 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368, 2013-0122.
- Campbell C.D., Chapman S.J., Cameron C.M., Davidson M.S., Potts J.M., 2003. A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil. *Applied & Environmental Microbiology* 69, 2593-3599.
- Campoe O.C., Stape J.L., Laclau J.P., Marsden C., Nouvellon Y., 2012. Stand-level patterns of carbon partitioning and light use efficiency of *Eucalyptus grandis* across a gradient of productivity in São Paulo State, Brazil. *Tree Physiology* 32, 696-706.
- Capillon A., Séguy, L. 2002. Ecosystèmes cultivés et stockage du carbone. Cas des systèmes de culture en semis direct avec couverture végétale. *Comptes-Rendus de l'Académie d'Agriculture Française* 88, 63-70.
- Cardoso I.M., Kuyper T.W., 2006. Mycorrhizas and tropical soil fertility. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116, 72-84.
- Carter J.P., Hsiao Y.S., Spiro S., Richardson D.J., 1995. Soil and sediment bacteria capable of aerobic nitrate respiration. *Applied & Environmental Microbiology* 61, 2852-2858.
- Castro M.S., Steudler P.A., Melillo J.M., Aber J.D., Millham S., 1993. Exchange of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> between the atmosphere and soils in spruce-fir forests in the Northeastern United States. *Biogeochemistry* 18, 119-135.
- Cavigelli M.A., Robertson G.P., 2000. The functional significance of denitrifier community composition in a terrestrial ecosystem. *Ecology* 81, 1402-1414.
- Cavigelli M.A., Robertson G. P., 2001. Role of denitrifier diversity in rates of nitrous oxide consumption in a terrestrial ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 297-310.
- CCAFS – UNFAO, 2014. Questions & Answers: Knowledge on Climate-Smart Agriculture. United Nations Food and Agriculture Organisation (UNFAO), Rome. Téléchargeable (28/10/2015) : [http://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/42432/About%20CSA\\_Q%26A.pdf](http://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/42432/About%20CSA_Q%26A.pdf)
- Cécillon L., Cassagne N., Czarnes S., Gros R., Brun J.J., 2008. Variable selection in near infrared spectra for the biological characterization of soil and earthworm casts. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 1975-1979.
- Chain P., Lamerdin J., Larimer F., Regala W., Lao V., Land M., Hauser L., Hooper A., Klotz M., 2003. Complete genome sequence of the ammonia-oxidizing bacterium and obligate chemolithoautotroph *Nitrosomonas europaea*. *Journal of Bacteriology* 185, 2759-2773.
- Chang C.W., Laird D.A., Mausbach M.J., Hurburgh C.R.J., 2001. Near-infrared reflectance spectroscopy—principal components regression analyses of soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 65, 480-490.
- Chapuis L., Brossard M., 1995. Modifications et stabilité du phosphore échangeable d'un ferralsol ingéré par un ver géophage. *Comptes Rendus à l'Académie des Sciences, série Ila*, 320, 587-592.
- Chapuis L., Brossard M., Lavelle P., 1997. Organic and inorganic phosphorus transformations in a ferralsol ingested by a geophagous earthworm. In: Moniz et al. (Eds) Plant-soil interactions at low pH: Sustainable agriculture and forestry production, Brazilian Soil Science Society, Campinas, Brazil, p. 283.
- Chapuis-Lardy L., Brossard M. & Quiquampoix H., 2001. Assessing organic phosphorus status of Cerrado oxisols (Brazil) using <sup>31</sup>P-NMR-spectroscopy and phosphomonoesterase activity measurement. *Canadian Journal of Soil Science* 81, 591-601.
- Chapuis-Lardy L., Brossard M., Staunton S., 2003. Competition of a synthetic phytase with phosphate on soil surface and contribution to enzymatic activity: Adsorption curves and 32P tool. In: 2<sup>nd</sup> International Symposium on Phosphorus Dynamics in the Soil-Plant Continuum, Sept. 21-26, Perth, Australia.
- Chapuis-Lardy L., Brossard M., Lavelle P., Schouller E., 1998. Phosphorus transformations in a ferralsol through ingestion by *Pontoscolex corethrurus*, a geophagous earthworm. *European Journal of Soil Biology* 34 (2), 61-67.
- Chapuis-Lardy L., Brossard M., Lopes-Assad M.L., Laurent J.-Y., 2002. Carbon and Phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 92 (2-3), 147-158.
- Chapuis-Lardy L., Fiorini J., Toth J.D., Dou Z., 2004a. Phosphorus concentration and solubility in dairy feces: Variability and affecting factors. *Journal of Dairy Science* 87, 4334-4341.
- Chapuis-Lardy L., Le Bayon R.C., Brossard M., Lopez-Hernandez D., Blanchart E., 2011. Role of soil macrofauna in P cycling. In: Bünemann E.K., Oberson A. & Frossard E. (Eds), *Phosphorus in Action – Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling*.

- Springer Soil Biology Series 26, Springer, NY, pp. 199-213.
- Chapuis-Lardy L., Metay A., Martinet M., Rabenarivo M., Toucet J., Douzet J.M., Razafimbelo T., Rabeharisoa L., Rakotoarisoa J., 2009b. Nitrous oxide emissions from Malagasy agricultural soils. *Geoderma* 148, 421-427.
- Chapuis-Lardy L., Ramiandrisoa R.S., Randriamanantsoa L., Morel C., Rabeharisoa L. & Blanchart E., 2009a. Modification of P availability by endogeic earthworms (Glossoscolecidae) in Ferralsols of the Malagasy Highlands. *Biology & Fertility of Soils* 45, 415-422.
- Chapuis-Lardy L., Temminghoff E.J.M., De Goede R.G.M., 2003. Effects of different treatments of dairy slurry manure on water-extractable phosphorus. *NJAS, Wageningen Journal of Life Sciences* 51, 91-102.
- Chapuis-Lardy L., Vanderhoeven S., Dassonville N., Koutika L.S., Meerts P., 2006. Effects of the invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus. *Biology & Fertility of Soils* 42, 481-489.
- Chapuis-Lardy L., Vanderhoeven S., Dassonville N., Koutika L.S., Meerts P., 2004. Effects of the invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus. In: 3rd International Conference on Biological Invasions NEOBIOTA - From Ecology to Control, September 30 – October 1, Zoological Institute, Bern, Switzerland.
- Chapuis-Lardy L., Vanderhoeven S., Dassonville N., Koutika L.S., Meerts P., 2004. Phosphorus fractions and dynamics in soil under the invasive *Solidago gigantea*. In: International Symposium Biodiversity: state, stakes and future, April 3-7, Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Chapuis-Lardy L., Vanderhoeven S., Dassonville N., Koutika L.S., Meerts P., 2004. Impacts de *Solidago gigantea*, plante exotique envahissante, sur le phosphore du sol. In : Journées Nationales de l'Etudes des Sols, Bordeaux.
- Chapuis-Lardy L., Wrage N., Metay A., Chotte J.L. & Bernoux M., 2007. Soils, a sink for N<sub>2</sub>O? A review. *Global Change Biology* 13, 1-17.
- Chen D., Li Y., Grace P., Mosier, A.R., 2008. N<sub>2</sub>O emissions from agricultural lands: a synthesis of simulation approaches. *Plant & Soil* 309, 169-189.
- Chêneby D., Brauman A., Rabary B., Philippot L., 2009. Differential response of activity, size and structure of the nitrate reducer community to tillage system. *Applied & Environmental Microbiology* 75, 3180-3186.
- Chikowo R., Mapfumo P., Nyamugafata P., Giller K.E., 2004. Mineral N dynamics, leaching and nitrous oxide losses under maize following two-year improved fallows on a sandy loam soil in Zimbabwe. *Plant & Soil* 259, 315-330.
- Chitwood D.J., 2002. Phytochemical based strategies for nematode control. *Annual Reviews in Phytopathology* 40, 221-249.
- Christina M., Laclau J.P., Gonçalves J.L.M., Jourdan C., Nouvellon Y., Bouillet J.P., 2011. Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forests. *Ecosphere* 2, e27. 10 pages.
- Christina M., Le Maire G., Battie Laclau P., Nouvellon Y., Bouillet J.P., Jourdan C., De Moraes Gonçalves J.L., Laclau J.P., 2015. Measured and modeled interactive effects of potassium deficiency and water deficit on gross primary productivity and light use efficiency in *Eucalyptus grandis* plantations. *Global Change Biology* 21, 2022-2039.
- Cicerone R., 1989. Analysis of sources and sinks of atmospheric nitrous oxide (N<sub>2</sub>O). *Journal of Geophysical Research* 94, 18265-18271.
- Cicerone R.J., Shetter J.D., Stedman D.H., Kelly J., Liu S.C., 1978. Atmospheric N<sub>2</sub>O measurements to determine its sources, sinks, and variations. *Journal of Geophysical Research* 83, 3042-3050.
- Clemens J., Schillinger M.P., Goldbach H., Huwe B., 1999. Spatial variability of N<sub>2</sub>O emissions and soil parameters of an arable silt loam – a field study. *Biology & Fertility of Soils* 28, 403-406.
- Clough T., Sherlock R., Rolston D., 2005. A review of the movement and fate of N<sub>2</sub>O in the subsoil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72, 3–11.
- Clough T.J., Jarvis S.C., Dixon E.R., Stevens R.J., Laughlin R.J., Hatch D.J., 1998. Carbon induced subsoil denitrification of <sup>15</sup>N-labelled nitrate in 1 m deep soil columns. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 31–41.
- Condron L.M., Frossard E., Tiessen H., Newman R.H., Stewart J.W.B., 1990. Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivated soils under different environmental conditions. *Journal of Soil Science* 41, 41-50.
- Conrad R., 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O, and NO). *Microbiology Reviews* 60, 609-640.
- Coq S., Barthès B.G., Oliver R., Rabary B., Blanchart E., 2007. Earthworm activity affects soil aggregation and organic matter dynamics according to the quality and localization of crop residues—an experimental study (Madagascar). *Soil Biology & Biochemistry* 39, 2119-2128.
- Coyne M.S., Focht D.D., 1987. Nitrous oxide reduction in nodules: Denitrification or N<sub>2</sub> Fixation? *Applied Environmental Microbiology* 53, 1168–1170.
- Cowan N.J., Famulari D., Levy P.E., Anderson M., Bell M.J., Rees R.M., Reay D.S., Skiba, U.M.: An improved method for measuring soil N<sub>2</sub>O fluxes using a quantum cascade laser with a dynamic chamber, *European Journal Soil Science* 65, 643-652.
- Dalal R.C., Allen D.E., 2008. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany* 56, 369-407.
- Dandie C.E., Burton D.L., Zebarth B.J., Henderson S.L., Trevors J.T., Goyer C., 2008. Changes in bacterial denitrifier community abundance over time in an agricultural field and their relationship with denitrification activity. *Applied & Environmental Microbiology* 74, 5997-6005.
- Danga B.O., Ouma J.P., Wakindiki I.I.C., Bar-Tal A., 2009. Legume–Wheat Rotation Effects on Residual Soil Moisture, Nitrogen and Wheat Yield in Tropical Regions. *Advances in Agronomy* 101, 315–349.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Koutika L.-S., Van Parys V., Hayez M., Meerts P., 2004. L'impact des plantes exotiques envahissantes sur les propriétés du sol. Une étude de cas sur espèces en Belgique. In Journées Nationales de l'Etudes des Sols, 26-28 oct., Bordeaux.
- Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Domken, S., Meerts, P., Chapuis-Lardy, L., 2009. Impacts of alien invasive

- plants on soil and ecosystem processes in Belgium: Lessons from a multispecies approach. In: Wilcox C.P. and Turpin R.B. (Eds), *Invasive Species: Detection, Impact and Control*. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY, pp. 117-132.
- Davidson E.A., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers J.E., Whitman W.B. (Eds), *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides and halomethanes*. American Society for Microbiology, Washington DC, pp. 219-234.
- Davidson E.A., Bustamante M.M.C., de Siqueira Pinto A., 2001. Emissions of nitrous oxide from soils of native and exotic ecosystems of the Amazon and Cerrado regions of Brazil. *Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection – The Scientific World* 1, 312-319.
- De Antoni Migliorati M., Bell M., Grace P.R., Scheer C., Rowlings D.W., Liu S., 2015. Legume pastures can reduce N<sub>2</sub>O emissions intensity in subtropical cereal cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 204, 27-39.
- De Klein C., Ledgard S., 2005. Nitrous oxide emissions from New Zealand agriculture – key sources and mitigation strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72, 77-85.
- De Schutter O., 2011. Agroécologie et droit à l'alimentation. Rapport présenté à la 16<sup>ème</sup> session du Conseil des droits de l'homme de l'ONU [A/HRC/16/49], 8 mars 2011. Version en ligne (26/10/2015) : [http://www.srfood.org/images/stories/pdf/officialreports/20110308\\_a-hrc-16-49\\_agroecology\\_fr.pdf](http://www.srfood.org/images/stories/pdf/officialreports/20110308_a-hrc-16-49_agroecology_fr.pdf)
- Debenport S.J., Assigbetse K.B., Bayala R., Chapuis-Lardy L., Dick R.P., McSpadden Gardener B.B., 2015. Shifting populations in the root-zone microbiome of millet associated with enhanced crop productivity in the Sahel. *Applied & Environmental Microbiology* 81, 2841-2851.
- Delorge I., Janiak M., Carpentier S., Van Dijck P., 2014. Fine tuning of trehalose biosynthesis and hydrolysis as novel tools for the generation of abiotic stress tolerant plants. *Frontiers in Plant Science* 5, 147. DOI: 10.3389/fpls.2014.00147
- Dendooven L., Pemberton E., Anderson J.M., 1996. Denitrification potential and reduction enzymes dynamics in a Norway spruce plantation. *Soil Biology & Biochemistry* 28, 151-157.
- Diakhaté S., 2014. Influence de l'arbuste *Piliostigma reticulatum* (D.C.) Hochst (Caesalpinioideae) sur le fonctionnement biologique d'un sol cultivé en mil. Thèse. Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal.
- Diakhaté S., Villenave C., Diallo N.H., Ba A. O., Djigal D., Masse D., Sembène P.M., Chapuis-Lardy L., 2013. The influence of a shrub-based intercropping system on the soil nematofauna when growing millet in Senegal. *European Journal of Soil Biology* 57, 37-41.
- Diakhaté S., Gueye M., Chevallier T., Diallo N.H., Assigbetse K., Masse D., Sembène M., Ndour Y., Dick R.P., Chapuis-Lardy L. How the native woody shrub *Piliostigma reticulatum* affects soil microbial communities when growing millet in semi-arid Senegal. Révisions majeures avant publication dans *Journal of Arid Environments* (20/11/2015).
- Dick J., Kaya B., Soutoura M., Skiba U., Smith R., Niang A., Tabo R., 2008. The contribution of agricultural practices to nitrous oxide emissions in semi-arid Mali. *Soil Use & Management* 24, 292-301.
- Diedhiou S., Dossa E.L., Badiane A.N., Diedhiou I., Sene M., Dick R.P., 2009. Decomposition and spatial microbial heterogeneity associated with native shrubs in soils of agroecosystems in semi-arid Senegal. *Pedobiologia* 52, 273-286.
- Djigal D., Brauman A., Diop T.A., Chotte J.L., Villenave C., 2004. Influence of bacterial-feeding nematodes (Cephalobidae) on soil microbial communities during maize growth. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 323-331.
- Doré T., Makowski D., Malézieux E., Munier-Jolain N., Tchamitchian M., Tittone P., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy* 34, 197-210.
- Dossa E.L., Diedhiou I., Kouma M., Sene M., Badiane A.N., Samba Ndiaye S.A., Assigbetse K.B., Sall S., Lufafa A., Kizito F., Dick R.P., Saxena J., 2013. Crop productivity and nutrient dynamics in a shrub-based farming system of the Sahel. *Agronomy Journal* 105, 1237-1246.
- Dossa E.L., Kouma M., Diedhiou I., Sene M., Kizito F., Badiane A.N., Samba S.A.N., Dick R.P., 2009. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. *Geoderma* 148, 251-260.
- Dou Z., Ferguson J.D., Fiorini J., Toth J.D., Alexander S.M., Chase L.E., Ryan C.M., Knowlton K.F., Kohn R.A., Peterson A.B., Sims J.T., Wu Z., 2003. Phosphorus feeding levels and critical control points on dairy farms. *Journal of Dairy Science* 86, 3787-3795.
- Dou Z., Ramberg C.F. Jr., Chapuis-Lardy L., Toth J.D., Wang Y., Munson R.J., Wu Z., Chase L.E., Kohn R.A., Knowlton K.F., Ferguson J.D., 2007. A novel test for measuring and managing potential phosphorus loss from dairy cattle feces. *Environmental Science & Technology* 41, 4361-4366.
- Dou Z., Ramberg C.F. Jr., Chapuis-Lardy L., Toth J.D., Wu Z., Chase L.E., Kohn R.A., Knowlton K.F., Ferguson J.D., 2010. A fecal test for assessing phosphorus overfeeding on dairy farms: Evaluation using extensive farm data. *Journal of Dairy Science* 93, 830-839.
- Dou Z., Toth J.D., Chapuis-Lardy L., Ferguson J., Ramberg C., 2004. Is there an ideal method for P extraction of dairy feces? In: Science to Secure Food and the Environment. 2004 ASA-CSSA-SSSA International Annual Meetings with the Canadian Society of Soil Science. Oct 31 - Nov 4, Seattle, Washington, USA.
- Dowdell R.J., Burford J.R., Crees R., 1979. Losses of nitrous oxide dissolved in drainage water from agricultural land. *Nature* 278, 342-343.
- Drake H.L., Horn M.A., 2006. Earthworms as a transient heaven for terrestrial denitrifying microbes: a review. *Engineering in Life Science* 6, 261-265.
- Dunn B.W., Beecher H.G., Batten G.D., Ciavarella S., 2002. The potential of near infrared reflectance spectroscopy for soil analysis—a case study from the

- Riverine Plain of south-eastern Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 42, 607-614.
- Ehrenfeld J.G., 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6, 503-523.
- Ehrenfeld J.G., Kourtev P., Huang W., 2001. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecological Applications* 11, 1287-1300.
- Eiten G., Sambuichi R.H.R., 1996. Effect of long-term periodic fire on plant diversity in a Cerrado region. In : Pereira R.C., Nasser L.C.B. (Eds), *Anais VIII Simpósio sobre o Cerrado*. Embrapa-CPAC, pp. 46-55.
- Elmi A.A., Madramootoo C., Hamel C., Liu A., 2003. Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. *Biology & Fertility of Soils* 38, 340-348.
- Epron D., Laclau J.P., Almeida J.C.R., Gonçalves J.L.M., Ponton S., Sette Junior C.R., Delgado Rojas J.S., Bouillet J.P., Nouvellon Y., 2012. Do changes in carbon allocation account for the growth response to potassium and sodium applications in tropical Eucalyptus plantations? *Tree Physiology* 32, 667-679.
- Erickson H., Davidson E.A., Keller M., 2002. Former land-use and tree species affect nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest. *Oecologia* 130, 297-308.
- Eugster W., Merbold L., 2015. Eddy covariance for quantifying trace gas fluxes from soils. *SOIL*, 1, 187-205.
- Fanin N., Hättenschwiler S., Schimann H., Fromin N., 2015. Interactive effects of C, N, and P fertilization on soil microbial community structure and function in an Amazonian rainforest. *Functional Ecology* 29, 140-150.
- FAO, 2006. Guidelines for soil description. 4<sup>th</sup> edition. FAO, Rome.
- FAO, 2012. La FAO au XXI<sup>e</sup> siècle. Assurer la sécurité alimentaire dans un monde en constante évolution. FAO, Rome. Téléchargeable (28/10/2015): <http://www.fao.org/docrep/017/i2307f/i2307f.pdf>
- Fardeau J.C., 1981. Cinétiques de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols. Thèse de Doctorat d'Etat, Université Paris 6, Paris.
- Fardeau J.C., 1993. Le phosphore assimilable des sols: sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie* 13, 317-331.
- Fardeau J.C., Morel C., Boniface R., 1991. Cinétiques de transfert des ions phosphate du sol vers la solution du sol: paramètres caractéristiques. *Agronomie*, 11, 787-797.
- Farquharson R., Baldock J., 2008. Concepts in modelling N<sub>2</sub>O emissions from land use. *Plant & Soil* 309, 147-167.
- Feller C., Albrecht A., Tessier D., 1996. Aggregation and organic matter storage in kaolinitic and smectitic tropical soils. In: Carter M.R., Stewart B.A. (Eds), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, New York, pp. 309-359.
- Fenn M.E., Poth M.A., Johnson D.W., 1996. Evidence for nitrogen saturation in the San Bernardino Mountains in southern California. *Forest Ecology & Management* 82, 211-230.
- Fernandez O., Béthencourt L., Quero A., Sangwan R. S., Clément C., 2010. Trehalose and plant stress responses: friend or foe? *Trends in Plant Science* 15, 409-417.
- Ferris H., Bongers T., de Goede R.G.M., 2001. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology* 18, 13-29.
- Firestone M.K., Davidson E.A., 1989. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In: Andreae M.O., Schimel D.S. (Eds), *Exchange of gas trace between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. John Wiley and Sons, Berlin, pp. 7-21.
- Flechard C.R., Neftel A., Jocher M., Jocher A., Ammann C., Fuhrer J., 2005. Bi-directional soil/atmosphere N<sub>2</sub>O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. *Global Change Biology* 11, 2114-2127.
- Forster J.C., Zech W., 1993. Phosphorus status of a soil under Liberian evergreen rainforest: result of <sup>31</sup>P NMR spectroscopy and phosphorus adsorption experiments. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 156, 61-66.
- Freney J.R., Denmead O.T., Simpson J.R., 1978. Soil as a source or sink for atmospheric nitrous oxide. *Nature* 273, 530-532.
- Freney J.R., 1997. Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 1-6.
- Frossard E., Achat D.L., Bernasconi S.M., Bünemann E.K., Fardeau J.-C., J. Jansa, Morel C., Rabeharisoa L., Randriamanantsoa L., Sinaj S., Tamburini F., Oberson A., 2011. The use of tracers to investigate phosphate cycling in soil-plant systems. In: Bünemann E.K., Oberson A., Frossard E. (Eds), *Phosphorus in Action*. Springer-Verlag, Berlin, p. 59-91.
- Frossard E., Brossard M., Hedley M.J., Metherell A., 1995. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Tiessen H. (Ed), *Phosphorus cycling in terrestrial and aquatic ecosystems: a global perspective*. SCOPE/Wiley, New York, pp. 107-137.
- Fuhrer J., Smith K., Watson C.A., Jensen E.S., 2007. Nitrogen cycle of grain legume crops – synthesis. In Schneider A., Craig J. (Eds), *Grain legumes and the environment: How to assess benefits and impacts*. AEP European Association for Grain Legume Research, Paris, pp. 131-134.
- Galbally I.E., Kirstine W.V., Meyer C.P., Wang Y.P., 2008. Soil-atmosphere trace gas exchange in semiarid and arid zones. *Journal of Environmental Quality* 37, 599-607.
- Garnier P., Neel C., Lafolie F. Mary B., 2001. Evaluation of a nitrogen transport and biotransformation model. *European Journal of Soil Science* 52, 253-268.
- Garrido F., Hénault C., Gaillard H., Pérez S., Germon J.C., 2002. N<sub>2</sub>O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology & Biochemistry* 34, 559-575.
- Glatzel S., Stahr K., 2001. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilised grassland in southern Germany. *Plant & Soil* 231, 21-35.
- Gliessman S.R., 1997. *Agroecology: Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. CRC Press Ltd, Boca Raton.

- Gliessman S.R., 2007. *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*. CRC Press, Taylor & Francis, New York.
- Gobat J.M., Aragno M., Matthey W., 2010. *Le sol vivant - Bases de pédologie, biologie des sols*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.
- Godfray H.C.J., Beddington J.R., Crute I.R., Haddad L., Lawrence D., Muir J.F., Pretty J., Robinson S., Thomas S.M., Toulmin C., 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327, 812-818.
- Goldberg S., Sposito G., 1984. A chemical model of phosphate adsorption by soils. 1. Reference oxide minerals. *Soil Science Society of America Journal* 48, 772-778.
- Gomes J., Bayer C., de Souza Costa F., de Càssia Piccolo M., Acordi Zanatta J., Costa Beber Vieira F., Six J., 2009. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil & Tillage Research* 106, 36-44.
- Goossens A., De Visscher A., Boeckx P., Van Cleemput O., 2001. Two-year field study on the emission of N<sub>2</sub>O from coarse and middle textured Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 23-34.
- Granli T., Bockman O. C., 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Science* 12 (suppl.), 1-125.
- Groffman P.M., Tiedje J., 1988. Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1626-1629.
- Hadi A., Inubushi K., Purnomo E., Razie F., Yamakawa K., Tsuruta H., 2000. Effect of land-use changes on nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission from tropical peatlands. *Chemosphere – Global Change Science* 2, 347-358.
- Hall S.J., Matson P.A., 1999. Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in the tropic forests. *Nature* 400, 152-155.
- Harrison A.F., 1987. *Soil Organic Phosphorus—A Review of World Literature*. CAB International, Wallingford, UK.
- Hayashi K., Tokida T., Kajiura M., Yanai Y., Yano M., 2015. Cropland soil – plant systems control production and consumption of methane and nitrous oxide and their emissions to the atmosphere. *Soil Science & Plant Nutrition*, 61, 2-33.
- Hedley M.J., Stewart J.W.B., Chauhan B.S., 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal* 46, 970-976.
- Heincke M., Kaupenjohann M., 1999. Effects of soil solution on the dynamics of N<sub>2</sub>O emissions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55, 133-157.
- Henry S., Texier S., Hallet S., Bru D., Dambreville C., Chèneby D., Bizouard F., Germon J.C., Philippot L., 2008. Disentangling the rhizosphere effect on nitrate reducers and denitrifiers: Insight into the role of root exudates. *Environmental Microbiology* 10, 3082-3092.
- Hensen A., Skiba U., Famulari D., 2013. Low cost and state of the art methods to measure nitrous oxide emissions. *Environmental Research Letters* 8, 025022.
- Hénault C., Bizouard F., Laville P., Gabrielle B., Nicoulaud B., Germon J.C., Cellier P., 2005. Predicting *in situ* soil N<sub>2</sub>O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology* 11, 115-127.
- Hénault C., Devis X., Page S., Justes E., Reau R., Germon J. C., 1998. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biology & Fertility of Soils* 26, 199-207.
- Hénault C., Germon J.C., 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science* 51, 257-270.
- Hénault C., Gossel A., Mary B., Roussel M., Léonard J., 2012. Nitrous oxide emissions by agricultural soils: A review of spatial and temporal variability for mitigation. *Pedosphere* 22, 426-433.
- Hénault C., Revellin C., 2011. Inoculants of leguminous crops for mitigating soil emissions of the greenhouse gas nitrous oxide. *Plant & Soil* 346, 289-296.
- Hernandez R.R., Debenport S.J., Ndoye F., Nkenmogne I.E.K., Thuita M., Leewis M.C.C.E., Soumare S., Gueye M., Miambi E., Chapuis-Lardy L., Diedhiou I., Dick R.P., 2015. The native shrub, *Piliostigma reticulatum*, as an ecological resource island for mango trees in the Sahel. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 204, 51-61.
- Herr C., Chapuis-Lardy L., Dassonville N., Vanderhoeven S., Meerts P., 2007. Seasonal effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil pH and P fractions. *Journal of Plant Nutrition & Soil Science* 170, 729-738.
- Hickman J.E., Havlikova M., Kroeze C., Palm C.A., 2011. Current and future nitrous oxide emissions from African agriculture. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3, 370-378,
- Horn M.A., Schramm A., Drake H.L., 2003. The earthworm gut: an ideal habitat for ingested N<sub>2</sub>O-producing microorganisms. *Applied & Environmental Microbiology* 69, 1662-1669.
- Horn M.A., Drake H.A., Schramm A., 2006. Nitrous oxide reductase genes (nosZ) of denitrifying microbial populations in soil and the earthworm gut are phylogenetically similar. *Applied & Environmental Microbiology* 72, 1019-1026.
- Hutchinson G.L., Davidson E.A., 1993. Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil. In: Harper L.A., Moiser A.R., Rolston D.E. (Eds), *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*, ASA Special Publication 55. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 79-93.
- Ingham R. E., Trofymow J. A., Ingham E. R., Coleman D. C., 1985. Interactions of bacteria, fungi and their nematode grazers: Effects on nutrient cycling and plant growth. *Ecological Monographs* 55, 119-140.
- Inubushi K., Furukawa Y., Hadi A., Purnomo E., Tsuruta H., 2003. Seasonal changes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in relation to land-use change in tropical peatlands located in coastal area of South Kalimantan. *Chemosphere* 52, 603-608.
- IPCC, 2001. *Climate Change 2001: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Watson, R. T.; and the Core Writing Team (Eds)]. Cambridge University Press, Cambridge & New York.

- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* [Eggleston et al. (Eds)]. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Hayama, Japan.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Metz et al. (Eds)]. Cambridge University Press, Cambridge & New York.
- IPCC, 2013: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker et al. (Eds)]. Cambridge University Press, Cambridge & New York.
- Iqbal J., Helmers M.J., Zhou X.B., Parkin T.B., Castellano M., 2014. Denitrification and N<sub>2</sub>O emissions in annual croplands, perennial grass buffers and restored perennial grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 79, 239-250.
- Islam A., Chen D., White R. E., 2007. Heterotrophic and autotrophic nitrification in two acid pasture soils. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 972-975.
- Itakura M., Uchida Y., Akiyama H., Takada-Hoshino Y., Shimomura Y., Morimoto S., Tago K., Wang Y., Hayakawa C., Uetake Y., Sánchez C., Eda S., Hayatsu M., Minamisawa K., 2013. Mitigation of nitrous oxide emissions from soils by *Bradyrhizobium japonicum* inoculation. *Nature Climate Change* 3, 208-212
- James S.W., 1991. Soil, nitrogen, phosphorus, and organic matter processing by earthworms in tallgrass prairie. *Ecology* 72, 2101-2109.
- Jensen E.S., Hauggaard-Nielsen H., 2003. How can increased use of biological N<sub>2</sub> fixation in agriculture benefit the environment? *Plant & Soil* 252, 177-186.
- Jensen, E., Peoples, M., Boddey, R., Gresshoff, P., Hauggaard-Nielsen, H., Alves, B., Morrison, M., 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 329-364.
- Jeuffroy M.H., Baranger E., Carrouée B., de Chezelles E., Gosme M., Hénault C., Schneider N., Cellier P., 2013. Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, oilseed rape and dry peas. *Biogeosciences* 10, 1787-1797.
- Jones C.M., Graf D.R.H., Bru D., Philippot L., Hallin S., 2013. The unaccounted yet abundant nitrous oxide-reducing microbial community: a potential nitrous oxide sink. *The ISME Journal* 7, 417-426.
- Jordan T.E., Weller D.E., Correll D.L., 1998. Denitrification in surface soils of a riparian forest: effects of water, nitrate and sucrose additions. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 833-843.
- Kamp T., Steindl H., Munch J.C., 2000. Lysimeter studies – a tool for monitoring trace gas fluxes (N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) from different soils under the same climatic conditions and same agricultural management. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 93, 112-115.
- Karsten G.R., Drake H.L., 1997. Denitrifying bacteria in the earthworm gastrointestinal tract and in vivo emission of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) by earthworms. *Applied & Environmental Microbiology* 63, 1878-1882.
- Keeney D., Fillery I., Marx G., 1979. Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Science Society of America Journal* 43, 1124-1128.
- Khalil K., Renault P., Guérin N., Mary B., 2005. Modelling denitrification including the dynamics of denitrifiers and their progressive ability to reduce nitrous oxide: comparison with batch experiments. *European journal of Soil Science* 56, 491-504.
- Khalil M.I., Schmidhalter U., Gutser R., 2007. N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> emissions as a function of urea granule size and soil Type under aerobic conditions. *Water, Air & Soil Pollution* 180, 295-297.
- Kibblewhite M.G., Ritz K, Swift M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 685-701.
- Kizito F., Draglia M., Sene M., Lufafa A., Diedhiou I., Dick R.P., Selker J.S., Diack M., Dossa E. Khouma M., Badiane A.N., Ndiaye S., 2006. Seasonal soil water variation and root patters between two semi-arid shrubs co-existing with pearl millet in Senegal, West Africa. *Journal of Arid Environments* 67, 436-455.
- Kizito F., Sene M., Draglia M., Lufafa A., Diedhiou I., Dossa E., Cuenca R., Selker J.S., Dick R.P., 2007. Soil water balance of annual crop-native shrub systems in Senegal's Peanut Basin: the missing link. *Agriculture & Water Management* 90, 137-148.
- Klemedtsson L., Klemedtsson A.K., Moldan F., 1997. Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. *Biology and Fertility of Soils* 25, 290-295.
- Koutika L-S., Dassonville N., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L. & Meerts P., 2008. Relationships between C respiration and fine particulate organic matter (250-50 µm) weight. *European Journal of Soil Biology* 44, 18-21.
- Koutika L-S., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Dassonville N., Meerts P., 2007. Assessment of changes in soil organic matter following invasion by exotic plant species. *Biology and Fertility of Soils*, 44, 331-341.
- Knowles R., 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews* 46, 46-70.
- Kroeze C., Bouwman L., Slomp C.P., 2007. Sinks for N<sub>2</sub>O at the Earth's surface. In: Raey et al. (Eds), *Greenhouse Gas Sinks*. CAB International, Wallingford, pp. 227-243.
- Lafolie F., 1991. Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer Research* 27, 215-231.
- Laclau J.P., Ranger J., De Moraes Gonçalves J.L., Maquère V., Krusche A.V., Thongo M'Bou A., Nouvellon Y., Saint André L., Bouillet J.P., De Cassia Piccolo M., Deleporte P., 2010. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations: main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. *Forest Ecology & Management* 259, 1771-1785.
- Laclau J.P., Da Silva E.A., Lambais G.R., Bernoux M., Le Maire G., Stape J.L., Bouillet J.P., De Moraes Gonçalves J.L., Jourdan C., Nouvellon Y., 2013. Dynamics of soil exploration by fine roots down to a depth of 10 m throughout the entire rotation in *Eucalyptus grandis*

- plantations. *Frontiers in Plant Science* 4 (243). 12 pages.
- Lahmar R., Batonio B.A., Lamso N.D., Guero Y., Tittonell P., 2012. Tailoring conservation agriculture technologies to West Africa semi-arid zones: Building on traditional local practices for soil restoration. *Field Crops Research* 132, 158-167.
- Lahmar R., Chapuis-Lardy L., 2015. Les arbustes natifs dans les champs cultivés : un atout pour le développement de systèmes agroécologiques innovants et efficaces dans les zones sèches de l'Afrique. In : Masse D., Chotte J.L. & Scopel E. (Eds), Dossier thématique du CSFD n°11, L'ingénierie écologique pour une agriculture durable dans les zones arides et semi-arides d'Afrique de l'Ouest. Comité Scientifique Français de la Désertification CSFD / Agropolis Fondation, Montpellier, pp. 19-21.
- Lal R., 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub> enrichment. *Soil Tillage Research* 43, 81-107.
- Lal R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- Lal R., 2008. Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28, 57-64.
- Laughlin R.J., Stevens R.J., 2002. Evidence for fungal dominance of denitrification and codenitrification in a grassland soil. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1540-1548.
- Lavelle P., Bignell D., Lepage M., Wolters V., Roger P., Ineson P., Heal O.W., Ghillion S., 1997. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33, 159-193.
- Lazali M., Amenc L., Benadis C., Brahimi S., Abadie J., Zaman-Allah M., Bargaz A., Drevon J.J., 2014. Contribution of phosphatases to adaptation of rhizobial symbiosis with legumes to phosphorus deficiency. In: 5<sup>th</sup> International Symposium on Phosphorus I Soil and Plant (PSP5) *Facing Phosphorus Scarcity*, August 26-29, Montpellier.
- Lensi R., Gourbière F., Jossierand A., 1985. Measurement of small amounts of nitrate in an acid soil by N<sub>2</sub>O production. *Soil Biology & Biochemistry* 17, 733-734.
- Lesschen J.P., Velthof G.L., de Vries W., Kros J., 2011. Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environmental Pollution* 159, 3215-3222.
- Letej J., Valoras N., Focht D.D., Ryden J.C., 1981. Nitrous oxide production and reduction during denitrification as affected by redox potential. *Soil Science Society of America Journal* 45, 727-730.
- Linn D.M., Doran J.W., 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 48, 1267-1272.
- Linguist B., Groenigen K.J., Adviento-Borbe M. A., Pittelkow C., Van Kessel, C., 2012. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. *Global Change Biology* 18, 194-209.
- Llyod D., 1993. Aerobic denitrification in soils and sediments: From fallacies to factx. *Trends in Ecology and Evolution* 8, 352-356.
- Longoria Ramirez R., Carbajal Benitez G., Mar Morales B.E., Ruiz-Suarez L.G., 2003. Nitrous oxide flux in maize and wheat cropped soils in the central region of Mexico during 'El Niño' year 1998. *Atmósfera* 16, 231-244.
- Lopes A.S., Cox F.R., 1977. A survey of the fertility status of surface soils under Cerrado vegetation in Brazil. *Soil Science Society of America Journal* 41, 742-747.
- López-Hernández D., Lavelle P., Fardeau J.C., Niño M., 1993. Phosphorous transformations in two P-sorption contrasting tropical soils during transit through *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta). *Soil Biology & Biochemistry* 25, 789-792.
- Lordachescu M., Imai R., 2008. Trehalose biosynthesis in response to abiotic stresses. *Journal of Integrative Plant Biology* 50, 1223-1229.
- Luc M., 2005. *Plant Parasitic Nematodes in Subtropical and Tropical Agriculture*. CABI Publishing, Wallingford.
- Ludwig B., Khanna P.K., Bauhus J., Hopmans P., 2002. Near infrared spectroscopy of forest soils to determine chemical and biological properties related to soil sustainability. *Forest Ecology & Management* 171, 121-132.
- Macedo J., Bryant R.B., 1987. Morphology, Mineralogy, and Genesis of a hydro-sequence of Oxisols in Brazil. *Soil Science Society of America Journal* 51, 690-698.
- Maeda K., Spor A., Edel-Hermann V., Héraud C., Breuil M.-C., Bizouard F., Toyoda S., Yoshida N., Steinberg C., Philippot L., 2015. N<sub>2</sub>O production, a widespread trait in fungi. *Scientific Reports* 5. DOI : 10.1038/srep09697
- Malézieux E., 2012. Designing cropping systems from nature. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 15-29.
- Malézieux E., Crozat Y., Dupraz C., Laurans M., Makowski D., Ozier-Lafontaine H., Rapidel B., de Tourdonnet S., Valantin-Morison M., 2009. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models – A review. *Agronomy for Sustainable Development* 29, 43-62.
- Mareschal L., Laclau J.P., Nzila J.D.D., Versini A., Koutika L.S., Mazoumbou J.C., Deleporte P., Bouillet J.P., Ranger J., 2013. Nutrient leaching and deep drainage under Eucalyptus plantations managed in short rotations after afforestation of an African savanna: two 7-year time series. *Forest Ecology & Management* 307, 242-254.
- Martin K., Parsons L.L., Murray R.E., Smith M.S., 1988. Dynamics of soil denitrifier populations: relationships between enzyme activity, most-probable-number counts, and actual N gas loss. *Applied & Environmental Microbiology* 54, 2711-2716.
- Masse D., Ndour Badiane Y., Hien E., Akpo L.E., Assigbetsé K., Bilgo A., Diédhiou I., Hien V., Chapuis-Lardy L., 2013. L'agriculture africaine face aux changements globaux : recherches et innovations basées sur les sciences de l'écologie. *Comptes Rendus Biologies* 336, 289-294.
- Mathieu O., Lévêque J., Hénault C., Milloux M.J., Bizouard F., Andreux F., 2006. Emissions and spatial variability of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with <sup>15</sup>N isotopic techniques. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 941-951.

- Matthies C., Griesshammer A., Schmittroth M., Drake H.L., 1999. Evidence for involvement of gut-associated denitrifying bacteria in emission of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) by earthworms obtained from garden and forest soils. *Applied Environmental Microbiology* 65, 3599-3604.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Meerts P., Dassonville N., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Koutika L.-S. & Jacquemart A.-L., 2006. Les plantes exotiques envahissantes et leurs impacts. In : Lebrun P. (Ed), *Biodiversité. Etat, enjeux et perspectives*. Chaire Tractebel-Environnement. De Boeck, Bruxelles, Belgium, pp. 109-120.
- Menyailo, O.V., Stepanov, A.L., Umarov, M.M., 1997. The transformation of nitrous oxide by denitrifying bacteria in Solonchaks. *Eurasian Soil Science* 30, 178-180.
- Metay A., 2005. Séquestration de carbone et flux de gaz à effet de serre : comparaison entre semis direct et système conventionnel dans les Cerrados brésiliens. Thèse INAP-G Paris.
- Metay A., Chapuis-Lardy L., Findeling A., Oliver R., Alves-Moreira J.A., Feller C., 2011. Simulating N<sub>2</sub>O emissions from a Brazilian cropped soil using NOE. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140, 255-263.
- Metay A., Oliver R., Scopel E., Douzet J.M., Alves Moreira J.A., Maraux F., Feigl B.J., Feller C., 2007. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). *Geoderma* 141, 78-88.
- Millar N., Ndufa J.K., Cadisch G., Baggs E.M., 2004. Nitrous oxide emissions following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. *Global Biogeochemical Cycles* 18 (1), GB1032. DOI: 10.1029/2003GB002114
- Miller M.N., Zebarth B.J., Dandie C.E., Burton D.L., Goyer C., Trevors J.T., 2009. Influence of liquid manure on soil denitrifier abundance, denitrification and N<sub>2</sub>O emissions. *Soil Science Society of America Journal* 73, 760-768.
- Minami K., 1997. Atmospheric methane and nitrous oxide: sources, sinks and strategies for reducing agricultural emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 203-211.
- Mitsch W.J., Jørgensen S.E., 2003. Ecological engineering: a field whose time has come. *Ecological Engineering* 20, 363-377.
- Monza J., Irisarri P., Diàz P., Delgado M.J., Mesa S., Bedmar E.J., 2006. Denitrification ability of rhizobial strains isolated from *Lotus sp.* *Antonie Van Leeuwenhoek* 89, 479-484.
- Morley N., Baggs E.M., 2010. Carbon and oxygen controls on N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> production during nitrate reduction. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 1864-1871.
- Morley N.J., Richardson D.J., Baggs E.M., 2014. Substrate induced denitrification over or under estimates shifts in soil N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O ratios. *PLoS ONE* 9 (9), e108144. doi:10.1371/journal.pone.0108144
- Mosier A.R., Duxbury J.M., Freney J.R., Heinemeyer O., Minami K., 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: assessment, measurement and mitigation. *Plant & Soil* 181, 95-108.
- Neher D.A., 2010. Ecology of plant and free-living nematodes in natural and agricultural soil. *Annual Reviews in Phytopathology* 48, 371-394.
- Nemecek T., von Richthofen J.S., Dubois G., Casta P., Charles R., Pahl H., 2008. Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations. *European Journal of Agronomy* 28, 380-393.
- Nouvellon Y., Laclau J.P., Epron D., Le Maire G., Bonnefond J.M., Gonçalves J.L.M., Bouillet J.P., 2012. Production and carbon allocation in monospecific and mixed-species plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in South-Eastern Brazil. *Tree Physiology* 32, 680-695.
- Novoa R., Tejeda H.R., 2006. Evaluation of the N<sub>2</sub>O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 75, 29-46.
- Odum H.T., Odum B., 2003. Concepts and methods of ecological engineering. *Ecological Engineering* 20, 339-361.
- Oenema O., 1999. Strategies for decreasing nitrous oxide emissions from agricultural sources. In Desjardins R.L., Keng J.C. & Haugen-Kozyra K. (Eds), *Reducing Nitrous Oxide Emissions from Agroecosystems*. International N<sub>2</sub>O Workshop, March 3-5, Banff, Alberta, Canada. pp. 175-191.
- Ogle S.M., Buendia L., Butterbach-Bahl K., Breidt F.J., Hartman M., Yagi K., Nayamuth R., Spencer S., Wirth T., Smith P., 2013. Advancing national greenhouse gas inventories for agriculture in developing countries: improving activity data, emission factors and software technology. *Environmental Research Letters* 8, 015030 (8 pages). doi:10.1088/1748-9326/8/1/015030.
- Ohri P., Pannu S.K., 2010. Effect of phenolic compounds on nematodes – A review. *Journal of Applied and Natural Science* 2, 344-350.
- Oka Y, Ben-Daniel B., Cohen Y., 2012. Nematicidal activity of the leaf powder and extracts of *Myrtus communis* to the root-knot nematode *Meloidogyne javanica*. *Plant Pathology* 61, 1012-1020.
- Okereke G.U., 1993. Growth yield of denitrifiers using nitrous oxide as a terminal electron acceptor. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 9, 59-62.
- Oliveira O.C., Oliveira I.P., Alves B.J.R., Urquiaga S., Boddey R.M., 2004. Chemical and biological indicators of decline/degradation of *Brachiaria* pastures in the Brazilian cerrado. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 289-300.
- Pappa V.A., Rees R.M., Walker R.L., Baddeley J.A., Watson C.A., 2011. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an arable rotation resulting from the presence of an intercrop. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141, 153-165.
- Palm C.A., Alegre J.C., Arevalo L., Mutuo P.K., Mosier A.R., Coe R., 2002. Nitrous oxide and methane fluxes in six different land use systems in the Peruvian Amazon. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 21-1-21-13.
- Palm C.A., Giller K.E., Mafongoya P.L., Swift M.J., 2001. Management of organic matter in the tropics: translating theory into practice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61, 63-75.
- Papen H., von Berg R., Hinkel I., Thoene B., Rennenberg H., 1989. Heterotrophic nitrification by *Alcaligenes*

- faecalis*: NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N<sub>2</sub>O, and NO production in exponentially growing cultures. *Applied & Environmental Microbiology* 55, 2068-2072.
- Parkin T.B., 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Science Society of America Journal* 51, 1194-1199.
- Parkin T.B., Kaspar T.C., 2006. Nitrous oxide emission from corn-soybean systems in the midwest. *Journal of Environmental Quality* 35, 1496-1506.
- Parkin T.M., 2008. Effect of sampling frequency on estimates of cumulative nitrous oxide emissions. *Journal of Environmental Quality* 37, 1390-1395.
- Patureau D., Zumstein E., Delgenes J.P., Moletta R., 2000. Aerobic denitrifiers isolated from diverse natural and managed ecosystems. *Microbial Ecology* 39, 145-152.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 92 p.
- Philippot L., Hallin S., Schlöter M., 2007. Ecology of denitrifying prokaryotes in agricultural soil. *Advances in Agronomy* 96, 135-190.
- Philippot L., Hallin S., Borjesson G., Baggs E.M., 2009. Biochemical cycling in the rhizosphere having an impact on global change. *Plant & Soil* 321, 61-81.
- Philippot L., Andert J, Jones CM, Bru D, Hallin S., 2011. Importance of denitrifiers lacking the genes encoding the nitrous oxide reductase for N<sub>2</sub>O emissions from soil. *Global Change Biology* 17, 1497-1504.
- Pinto A.S., Bustamante M.M.C., da Silva M.R.S.S., 2006. Effects of different treatments of pasture restoration on soil trace gas emissions in the Cerrados of Central Brazil. *Earth Interactions* 10, 1-26.
- Plassard C., Robin A., Le Cadre E., Marsden C., Trap J., Herrmann L., Waithaisong K., Lesueur D., Blanchart E., Chapuis-Lardy L., Hinsinger P., 2015. Améliorer la biodisponibilité du phosphore : comment valoriser les compétences des plantes et les mécanismes biologiques du sol ? *Innovations Agronomiques* 43, 115-138.
- Polcyn W., Lucinski R., 2001. Functional similarities of nitrate reductase from yellow lupine bacteroids to bacterial denitrification systems. *Journal of Plant Physiology* 158, 829-834.
- Poth M., 1986. Dinitrogen production from nitrite by a *Nitrosomonas* isolate. *Applied Environmental Microbiology* 52, 957-959.
- Poth M., Focht D.D., 1985. N-15 Kinetic analysis of N<sub>2</sub>O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. *Applied Environmental Microbiology* 49, 1134-1141.
- Rabenarivo M., Andriamiaramiantraferana J., Michellon R., Moussa N., Brauman A., Louri-Toucet J., Chapuis-Lardy L., 2009. Emission in-situ de N<sub>2</sub>O d'un ferralsol argileux Malgache cultivé sous SCV ou labour. *Etude & Gestion des Sols* 16, 47-55.
- Rabenarivo M., Chapuis-Lardy L., Brunet D., Chotte J.L., Rabeharisoa L., Barthès B. 2013. Comparing near- and mid-infrared reflectance spectroscopy for determining organic and biological properties in the Malagasy soils. *Journal of Near Infra Red Spectroscopy* 21 (6), 495-509.
- Rabenarivo M., Wrage N., Chotte J.L., Rabeharisoa L., Razafimbelo T.M., Chapuis-Lardy L., 2014. Emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O from a Malagasy soil following combined organic and inorganic inputs – a laboratory study simulating direct-seeding mulch-based cropping. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 360-368.
- Rabot, E., Hénault, C., Cousin, I., 2014. Temporal variability of nitrous oxide emissions as affected by soil hydric history. *Soil Science Society of America Journal* 78, 434-444.
- Rapson T.D., Dacres H., 2014. Analytical techniques for measuring nitrous oxide. *Trends in Analytical Chemistry* 54, 65-74.
- Raunet M., Naudin K., 2006. Lutte contre la désertification : l'apport d'une agriculture en semis direct sur couverture végétale permanente (SCV). Les dossiers thématiques du CSFD. N°4. Septembre 2006. CSFD/Agropolis, Montpellier, France.
- Ravishankara A., Daniel J.S., Portmann R.W., 2009. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21<sup>st</sup> century. *Science* 326, 123.
- Razafimbelo T. M., Albrecht A., Oliver R., Chevallier T., Chapuis-Lardy L., Feller C, 2008. Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. *Soil & Tillage Research* 98, 140-149.
- Razafimbelo T.M., Chevallier T., Albrecht A, Chapuis-Lardy L., Rakotondrasolo F.N., Michellon R., Rabeharisoa L., Bernoux M., 2013. Soil texture and organic carbon contents do not impact the amount of soil organic carbon protected within macroaggregates in Malagasy soils. *Scientia Agricola (Piracicaba Braz.)* 70, 204-208.
- Reddy K.R., 1982. Mineralization of nitrogen in organic soils. *Soil Science Society of America Journal* 46, 561-566.
- Reeves J.B. III, McCarty G., Mimmo T., Costanza A.F., Tonelli J.P., Lenocker C., 2002. The potential of diffuse reflectance spectroscopy for the determination of carbon inventories in soils, *Environmental Pollution* 116, S277-S284.
- Reeves J.B. III, McCarty G.W., Meisenger J.J., 1999. Near infrared reflectance spectroscopy for the analysis of agricultural soils. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 7, 179-193.
- Reyes V., 2002. Quantification et modélisation des flux hydriques, thermiques et azotés dans les systèmes de culture en semis direct avec couverture végétale dans la région des Cerrados brésiliens. Thèse. Université Montpellier II.
- Ribeiro J.F., Walter B.M.T., 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In : S.M. Sano, S.P. de Almeida (Eds), *Cerrado, ambiente e flora*. Embrapa-CPAC, pp. 87-166.
- Richardson D., Felgate H., Watmough N., Thomson A., Baggs E., 2009. Mitigating release of the potent

- greenhouse gas N<sub>2</sub>O from the nitrogen cycle - could enzymic regulation hold the key? *Trends in Biotechnology* 27, 388-397.
- Ritchie, G.A.F., Nicholas D.J.D., 1972. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. *Biochemical Journal* 126, 1181-1191.
- Rivera-Ortiz J.M., Burris R.H., 1975. Interactions among substrates and inhibitors of nitrogenase. *Journal of Bacteriology* 123, 537-545.
- Roberts C.A., Workman Jr. J., Reeves III J.B., 2004. *Near-Infrared Spectroscopy in Agriculture*. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, USA.
- Robertson G.P., 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention. In: Proctor, J. (Ed), *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, London, pp. 55-69.
- Rochette P., Angers D.A., Bélanger G., Chantigny M.H., Prévost D., Lévesque G., 2004. Emissions of N<sub>2</sub>O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. *Soil Science Society of America Journal* 68, 493-506.
- Rochette P., Eriksen-Hamel N.S., 2008. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: are absolute values reliable? *Soil Science Society of America Journal* 72, 331-342.
- Rochette P., Janzen H.H., 2005. Towards a revised coefficient for estimating N<sub>2</sub>O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 171-179.
- Rochette P., Worth D., Lemke R.L., McConkey B.G., Pennock D.J., Wagner-Riddle C., Desjardins R.L., 2008. Estimation of N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in Canada. I – development of a country specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 641-654.
- Rosenkranz P., Brüggemann N., Papen H., Xu Z., Seufert G., Butterbach-Bahl K., 2006. NO<sub>2</sub>, NO and CH<sub>4</sub> exchange, and microbial N turnover over a Mediterranean pine forest soil. *Biogeosciences* 3, 121-133.
- Ryan M.G., Stape J.L., Binkley D., Fonseca S., Loos R.A., Takahashi E.N., Silva C.R., Silva S.R., Hakamada R.E., Ferreira J.M., Lima A.M.N., Gava J.L., Leite F.P., Andrade H.B., Alves J.M., Silva G.G.C., 2010. Factors controlling Eucalyptus productivity: how resource availability and stand structure alter production and carbon allocation. *Forest Ecology & Management* 259, 1695-1703.
- Ryden J.C., 1981. N<sub>2</sub>O exchange between a grassland soil and the atmosphere. *Nature* 292, 235-237.
- Ryden J.C., Lund L.J., 1980. Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated vegetable crop production units. *Soil Science Society of America Journal* 44, 505-511.
- Sameshima-Saito R., Chiba K., Hirayama J., Itakura M., Mitsui H., Eda S., Minamisawa K., 2006. Symbiotic Bradyrhizobium japonicum reduces N<sub>2</sub>O surrounding the soybean root system via nitrous oxide reductase. *Applied & Environmental Microbiology* 72, 2526-2532.
- Sait M., Hugenholtz P., Janssen P. H., 2002. Cultivation of globally-distributed soil bacteria from phylogenetic lineages previously only detected in cultivation-independent surveys. *Environmental Microbiology* 4, 654-666.
- Salcedo I.H., Bertino F., Sampaio E.V.S.B., 1991. Reactivity of phosphorus in northeastern Brazilian soils assessed by isotopic dilution. *Soil Science Society of America Journal* 55, 140-145.
- Sánchez C., Bedmar E.J., Delgado M.J., 2011. Denitrification in legume-associated endosymbiotic bacteria. In: J.W.B. Moir (Ed), *Nitrogen Cycling in Bacteria: Molecular Analysis*. Caister Academic Press, Norfolk, UK, pp. 197-210.
- Sanhueza E., Hao W.M., Scharffe D., Donoso L., Crutzen P.J., 1990. N<sub>2</sub>O and NO emissions from soils of the northern part of the Guyana Shield, Venezuela. *Journal of Geophysical Research* 95, 22481-22488.
- Sano E.E., Rosa R., Brito J.L.S., Ferreira L.G., 2010. Land Cover Mapping of the Tropical Savanna Region in Brazil. *Environmental Monitoring & Assessment* 66, 113-124.
- Scheer C., Wassmann R., Kienzler K., Ibragimov N., Eschanov R., 2008. Nitrous oxide emissions from fertilized, irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) in the Aral Sea Basin, Uzbekistan: influence of nitrogen applications and irrigation practices. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 290-301.
- Schimann H., Joffre R., Roggy J.C., Lensi R., Domenach A.M., 2007. Evaluation of the recovery of microbial functions during soil restoration using near-infrared spectroscopy. *Applied Soil Ecology* 37, 223-232.
- Schlegel H.G., 1985. *Allgemeine Mikrobiologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Schlegel A.J., Dhuyvetter K.C., Havlin J.L., 1996. Economic and environmental impacts of long term nitrogen and phosphorus fertilization. *Journal of Production Agriculture* 9, 114-118.
- Schmidt I., van Spanning R.J., Jetten M.S., 2004. Denitrification and ammonia oxidation by *Nitrosomonas europaea* wild-type, and NirK- and NorB-deficient mutants. *Microbiology* 150, 4107-4114.
- Scopel E., Triomphe B., Affholder F., Macena da Silva F.A., Corbeels M., Valadares Xavier J.H., Lahmar R., Recous S., Bernoux M., Blanchart E., Mendes I., de Tourdonnet S., 2013. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts – A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33, 113-130.
- Seiler W., Conrad R., 1981. Field measurements of natural and fertilizer-induced N<sub>2</sub>O release rates from soils. *Journal of Air Pollution* 31, 767-772.
- Speratti A.B., Whalen J.K., 2008. Carbon dioxide and nitrous oxide fluxes from soil as influenced by anecic and endogeic earthworms. *Applied Soil Ecology* 38, 27-33.
- Sharpley A.N., 1985. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. *Soil Science Society of America Journal* 49, 905-911.
- Sharpley A.N., Syers J.K., 1976. Potential role of earthworms casts for the phosphorus enrichment of run-off water. *Soil Biology Biochemistry* 8, 341-346.
- Shaw L.J., Nicol G.W., Smith Z., Fear J., Prosser J.I., Baggs E.M., 2006. *Nitrosospira* spp. can produce nitrous oxide via a nitrifier denitrification pathway. *Environmental Microbiology* 8, 214-222.

- Shcherbak L., Millar N., Robertson G.P., 2014. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 9199–9204.
- Shoun H., Fushinobu S., Jiang L., Kim S. W., Wakagi T. Fungal denitrification and nitric oxide reductase cytochrome P450nor. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367, 1186-1194.
- Shoun H., Kim D.H., Uchiyama H., 1992. Denitrification by fungi. *FEMS Microbiology Letters* 94, 277-282.
- Sims J.T., Simard R.R., Joern B.C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage — historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality* 27, 277-293.
- Sinaj S.; Buerkert A.; El-Hajj G., Bationo A.; Traoré H., Frossard E., 2001. Effects of fertility management strategies on phosphorus bioavailability in four West African Soils. *Plant & Soil* 233, 71-83.
- Six J., Feller C., Denef K., Ogle S.M., Sà J.C.d.M., Albrecht A., 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – effects of no-tillage. *Agronomie* 22, 755-775.
- Slemr F., Seiler W., 1984. Field measurements of NO and NO<sub>2</sub> emissions from fertilized and unfertilized soils. *Journal of Atmospheric Chemistry* 2, 1-24.
- Smith K.A., McTaggart I.P., Dobbie K.E. Conen F., 1998. Emissions of N<sub>2</sub>O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 123-130.
- Smith P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H., Kumar P., McCarl B., Ogle S., O'Mara F., Rice C., Scholes B., Sirotenko O., Howden M., McAllister T., Pan G., Romanenkov V., Schneider U., Towprayoon S., Wattenbach M., Smith J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 789-813.
- Sotomayor D., Rice C.W., 1996. Denitrification in soil profiles beneath grassland and cultivated soils. *Soil Science Society American Journal* 60, 1822-1828.
- Sparling G.P., 1995. The substrate-induced respiration method. In: Alef K., Nannipieri P. (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press Limited, London, pp. 397-404.
- Stehfest E., Bouwman L., 2006. N<sub>2</sub>O 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.
- Stevens, R.J., Laughlin, R.J., 1997. The impact of cattles slurries and their management on ammonia and nitrous oxide emissions from grassland. In: Jarvis S.C., Pain B.F. (Eds), *Gaseous Nitrogen Emission from Grassland*. CAB International, Oxford, pp. 233-256.
- Svensson B.H., Boström U., Klemmedtson L., 1986. Potential for higher rates of denitrification in earthworm casts than in the surrounding soil. *Biology & Fertility of Soils* 2, 147-149.
- Syakila A., Kroeze C., Slomp C.P., 2010. Neglecting sinks for N<sub>2</sub>O at the Earth's surface: does it matter? *Journal of Integrative Environmental Sciences* 7, 79-87.
- Syakila A., Kroeze C., 2011. The global nitrous oxide budget revisited. *Greenhouse Gas Measurement & Management* 1, 17-26.
- Thiébeau P., Lô-Pelzer E., Klumpp K., Corson M., Hénault C., Bloor J., de Chezelles E., Soussana J.F., Lett J.M., Jeuffroy M.H., 2010. Conduite des légumineuses pour améliorer l'efficacité énergétique et réduire les émissions de gaz à effet de serre à l'échelle de la culture et de l'exploitation agricole. *Innovations Agronomiques* 11, 45-58.
- Tiedje J.M., 1984. Denitrification. In: Page L.A., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds), *Methods of Soil Analysis—Part 2: Chemical and Microbiological Properties*, 2<sup>nd</sup> edition. ASA—SSSA, Madison, WI, USA, pp. 1011–1026.
- Tiedje J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: Zehnder J.B. (Ed), *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Wiley, New York, pp. 179-244.
- Tiessen H., Moir J.O., 1993. Characterization of available P by sequential extraction. In: Carter M.R. (Ed), *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, Boca Raton, pp 75-86.
- Tittonell P., Corbeels M., Van Wijk M. T., Vanlauwe B., Giller K. E., 2008. Combining organic and mineral fertilizers for integrated soil fertility management in smallholder farming systems of Kenya: explorations using the crop-soil model FIELD. *Agronomy Journal* 100, 1511-1526.
- Tomich T.P., Brodt S., Ferris H., Galt R., Horwath W.R., Kebreab E., Leveau J., Liptzin D., Lubell M., Merel P., Michelmore R., Rosenstock T., Scow K., Six J., Williams N., Yang J., 2011. Agroecology: A Review from a Global-Change Perspective. *Annual Review of Environment & Resources* 36, 193-222.
- UN-DESA, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2013. *World Population Prospects: The 2012 Revision, Highlights and Advance Tables*. Working Paper No. ESA/P/WP.228.
- Ussiri D.A.N., Lal R., 2013. *Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation*. Springer, Dordrecht, Rotterdam.
- van Cleemput O., 1998. Subsoils: chemo- and biological denitrification, N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 187-194.
- van Groenigen J.W., Velthof G.L., Oenema O., Van Groenigen K. J., Van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N<sub>2</sub>O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61, 903-913.
- van Groenigen J.W., Zwart K.B., Harris D., van Kessel C., 2005. Vertical gradients of d<sup>15</sup>N and d<sup>18</sup>O in soil atmospheric N<sub>2</sub>O – temporal dynamics in a sandy soil. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 19, 1289-1295.
- Vanderhoeven S., Dassonville N., Chapuis-Lardy L., Hayer M., Meerts P., 2006. Impact of the invasive *Solidago gigantea* on primary productivity and topsoil chemistry. *Plant & Soil* 286, 259-268.
- Vanderhoeven S., Dassonville N., Chapuis-Lardy L., Koutika L.-S., Meerts P., 2004. Impacts of exotic invasive plants on ecosystem function. A case study on 10 species in Belgium. In: 3<sup>rd</sup> International Conference

- on Biological Invasions NEOBIOTA - From Ecology to Control, September 30 – October 1, Bern, Switzerland.
- Vanderhoeven S., Dassonville N., Meerts P., 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant & Soil* 275, 169-179.
- Veldkamp E., Keller M., Nuñez M., 1998. Effects of pasture management on N<sub>2</sub>O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycle* 12, 71-79.
- Verchot L.V.;Davidson E.A., Cattânio J.H., Ackerman I.L., Erickson H.E., Keller M., 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 31-46.
- Viebrock A., Zumft W.G., 1988. Molecular cloning, heterologous expression, and primary structure of the structural gene for the copper enzyme nitrous oxide reductase from denitrifying *Pseudomonas stutzeri*. *Journal of Bacteriology* 170, 4658-4668.
- Villenave C., Ba A.O., Rabary B., 2009. Diagnostic du fonctionnement biologique du sol par l'analyse de la nématofaune: semis direct versus labour sur les hautes terres près d'Antsirabé (Madagascar). *Etude & Gestion des Sols* 16, 369-378.
- Villenave C., Bongers, T., Ekschmitt K., Djigal D., Chotte J.L., 2001. Changes in nematode communities following cultivation of soils after fallow periods of different length. *Applied Soil Ecology* 17, 43-52.
- Vitousek P.M., 1990. Biological invasion and ecosystem processes: towards an interaction of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57, 7-13
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Rejmanek M., Westbrooks R., 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21, 1-16.
- Well R., Augustin J., Davis J., Griffith S.M., Meyer K., Myrold D.D., 2001. Production and transport of denitrification gases in shallow ground water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 65-75.
- Wezel A., Bellon S., Doré T., Vallod D., David, C., 2009. Agroecology as a science, movement or practice. *Agronomy for Sustainable Development* 29, 503-515.
- Williams P.H., Jarvis S.C. Dixon E., 1998. Emission of nitric oxide and nitrous oxide from soil field laboratory conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 1885-1893.
- Wrage N., Chapuis-Lardy L., Isselstein J., 2010. Phosphorus, plant biodiversity and climate change. In: Lichtfouse E. (Series Ed.), *Sociology, Organic Farming, Climate Change and Soil Science*, Sustainable Agriculture Reviews 3. Springer, Dordrecht, pp. 147-169.
- 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.
- Wrage, N., J.W. van Groenigen, O. Oenema, Baggs E.M., 2005. A novel dual-isotope labelling method for distinguishing between soil sources of N<sub>2</sub>O. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 19, 3298-3306.
- Xu Y.C., Shen Q., Li M.L., Ditter K., Sattelmacher B., 2004. Effect of soil water status and mulching on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission from lowland rice field in China. *Biology & Fertility of Soils* 39, 215-217.
- Yeates G.W., Bongers T., de Goede R.G.M., Freckman D.W., Georgieva S.S., 1993. Feeding habits in nematode families and genera – an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* 25, 315-331.
- Yelemou B., Bationo B.A., Yameogo G., Millogo-Rasolodimby J., 2007. Gestion traditionnelle et usages de *Piliostigma reticulatum* sur le Plateau central du Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques* 291, 55-66.
- Yoshinari T, Hynes R., Knowles R., 1977. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 9, 177-183.
- Yu K., Chen G., Struwe S., Kjølner A., 2000. Production and reduction of nitrous oxide in agricultural and forest soils. *Chinese Journal of Applied Ecology* 11, 385-389.
- Zumft W.G., 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 61, 533.

## ANNEXES

### 5 Publications marquantes

**Chapuis-Lardy L.**, Diakhaté S., Djigal D., Ba A.O., Dick R.P., Sembène P.M., Masse D., 2015. Potential of Sahelian native shrub materials to suppress the spiral nematode *Helicotylenchus dihystera*. *Journal of Nematology* 47 (3), 214-217.

Cet article, issu des travaux de Sidy Diakhaté (doctorant UCAD Sénégal 2011-2014), met l'accent sur le potentiel nématicide des résidus de coupe de l'arbuste natif *Piliostigma reticulatum* contre l'un des principaux nématodes phytoparasites nuisibles aux cultures ; il s'agit d'une première étape dans la perspective d'un moyen de lutte abordable pour le petit paysan d'Afrique sub-saharienne.

Rabenarivo M., Wrage N., Chotte J.L., Rabeharisoa L., Razafimbelo T.M., **Chapuis-Lardy L.**, 2014. Emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O from a Malagasy soil following combined organic and inorganic inputs - a laboratory study simulating direct-seeding mulch-based cropping. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 360–368. doi: 10.1002/jpln.201300032.

Cette publication, issue des données d'expérimentation de la thèse de M. Rabenarivo (Univ. Antananarivo Madagascar 2007-2011), m'a permis d'amorcer ma réflexion sur l'importance de considérer les relations stœchiométriques entre éléments dans l'expression des processus écologiques ; réflexion que j'ai poursuivie pour développer mes perspectives de recherches.

**Chapuis-Lardy L.**, Le Bayon R.C., Brossard M., Lopez-Hernandez D., Blanchart E., 2011. Role of soil macrofauna in P cycling. In "Phosphorus in Action – Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling", Bünemann E.K., Oberson A. and Frossard E. (Eds). Springer Soil Biology Series 26, Springer, NY, USA, pp. 199-213. DOI 10.1007/978-3-642-15271-9\_8

Ce chapitre d'ouvrage fait le point sur l'importance de la macrofaune du sol sur les formes et la disponibilité du P. Il reprend notamment les résultats des travaux que j'ai menés sur ce thème publiés dans plusieurs articles qui sont régulièrement cités.

**Chapuis-Lardy L.**, Metay A., Martinet M., Rabenarivo M., Toucet J., Douzet J.M., Razafimbelo T, Rabeharisoa L. & Rakotoarisoa J., 2009. Nitrous oxide emissions from Malagasy agricultural soils. *Geoderma* 148, 421-427. DOI 10.1016/j.geoderma.2008.11.015

L'intérêt de cet article est double : il documente les émissions de N<sub>2</sub>O pour des systèmes tropicaux à bas intrants (Madagascar) et met en exergue le décalage que l'on peut avoir entre les facteurs d'émission proposés par le GIEC et les valeurs obtenues en considérant les données de terrain. Il a nourri les réflexions que j'expose dans mes perspectives sur la nécessité de poursuivre les travaux en prenant mieux en considération les spécificités des contextes pédoclimatiques et des systèmes agricoles du Sud.

**Chapuis-Lardy L.**, Wrage N., Metay A., Chotte J.L. & Bernoux M., 2007. Soils, a sink for N<sub>2</sub>O? A review. *Global Change Biology* 13, 1–17. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x.

Cet article de synthèse, cité plus de 250 fois à ce jour, met en évidence les situations pour lesquelles la littérature rapporte des flux négatifs de N<sub>2</sub>O à l'interface sol/atmosphère ; il tente d'identifier les conditions édaphiques qui prévalent dans la consommation du N<sub>2</sub>O et interroge sur les mécanismes impliqués.

