



HAL
open science

Transfert et réactivité de contaminants majeurs et traces dans les sols volcaniques et tropicaux de l'île de la Réunion

Frédéric Feder

► **To cite this version:**

Frédéric Feder. Transfert et réactivité de contaminants majeurs et traces dans les sols volcaniques et tropicaux de l'île de la Réunion. Géochimie. Université de la Réunion, 2016. tel-03547812

HAL Id: tel-03547812

<https://theses.hal.science/tel-03547812>

Submitted on 9 Feb 2022

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

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



Université de la Réunion
Faculté des sciences et technologies
École doctorale 542 :
« sciences, technologies et santé » (STS)
section CNU 68

Transfert et réactivité de contaminants majeurs et traces dans les sols volcaniques et tropicaux de l'île de la Réunion

Document de synthèse
pour l'habilitation à diriger des recherches

présentée le 3 octobre 2016 devant le jury composé de :

- Laëtitia Adelard, maître de conférence (HDR), université de La Réunion
- Jean-Lambert Join, professeur (HDR), université de La Réunion
- Sabine Houot, directrice de recherche (HDR), Inra, UMR EcoSys
- Philippe Ackerer, directeur de recherche (HDR), CNRS, Strasbourg
- Emmanuel Doelsch, chercheur (HDR), Cirad, Aix-en-Provence

Frédéric FEDER
CIRAD, UPR recyclage et risque
Station de la Bretagne,
BP 20, 97408 Saint-Denis Messagerie CEDEX 9,
île de la Réunion

Sommaire

PREMIÈRE PARTIE : PRÉSENTATION DU CANDIDAT	11
1 Curriculum Vitæ	13
1.1 État civil	13
1.2 Études, diplômes et parcours professionnel	13
1.3 Formations complémentaires	14
1.4 Distinction et prix	14
1.5 Affiliation à des sociétés savantes	14
2 Liste des publications et des travaux	15
2.1 Articles	15
2.2 Actes de colloques	17
2.3 Ouvrages	21
2.4 Rapports technique et expertises	21
2.5 Chapitres de rapport	22
2.6 Supports de formation	23
2.7 Articles de presse et autre	23
2.8 Données bibliométriques synthétiques	24
3 Administration et animation de la recherche	27
3.1 Administration de la recherche	27
3.2 Animation de la recherche	29
4 Activités d'encadrement et de formation	33
4.1 Activités d'encadrement	33
4.2 Activités de formation	35
DEUXIÈME PARTIE : MÉMOIRE DES TRAVAUX DE RECHERCHE	37
5 Évolution des oxydes de fer et de la géochimie des eaux dans les sols hydromorphes	39
5.1 Les processus d'oxydo-réduction dans les sols hydromorphes	39
5.2 Site d'instrumentation et méthodes de mesure	42

5.3	Résultats du suivi <i>in situ</i> de la minéralogie des rouilles vertes dans les sols hydromorphes	44
5.4	Géochimie de la solution du sol et équilibres thermodynamiques	46
5.5	Synthèse et conclusion	50
6	Le transfert de contaminants dans les sols de la Réunion à différentes échelles	53
6.1	Contexte et problématique	53
6.2	Les transferts de nitrates de l'échelle des colonnes de sol au territoire	60
6.3	Contamination des sols par les éléments traces métalliques : expérimentation et modélisation à l'échelle de la colonne et de la parcelle	75
	TROISIÈME PARTIE : PERSPECTIVES DE RECHERCHE	83
7	À la Réunion et au Sénégal	85
7.1	Le site du Soere Pro à la Réunion	86
7.2	Perspectives de recherche au Sénégal	88
7.3	Conclusion générale	92
	ANNEXES	109

Les interactions entre la solution du sol et la phase solide sont au coeur de l'évolution des sols. Mes recherches ont consisté à étudier cette solution du sol notamment *in situ* au sein de sols hydromorphes dans un premier temps, puis dans les sols volcaniques et tropicaux de l'île de la Réunion.

Le recyclage des produits résiduaux organiques (PRO) en agriculture présente de multiples bénéfices mais peut également apporter des contaminants de diverses natures. Ceux-ci peuvent se dégrader intégralement, s'accumuler dans les sols, être prélevés par les cultures ou être lixiviés vers le sous-sol. Mes travaux ont essentiellement porté sur les nitrates et les éléments traces métalliques (ETM). Afin de quantifier les transferts de ces polluants dans les sols et d'en comprendre les déterminants, ma démarche a été de mettre en place des expérimentations à plusieurs échelles spatiales (au laboratoire en colonnes de sol et en plein champ), puis à utiliser ces résultats dans des modèles de simulation afin de mettre en évidence les processus géochimiques en jeu et de simuler des impacts à long terme pour les ETM ou à l'échelle régionale pour les nitrates.

Lors de l'épandage d'un lisier de porc riche en azote sous forme organique et ammoniacal, les nitrates sont essentiellement produits par nitrification avant d'être lixiviés, mais plus tardivement que les autres anions, notamment les chlorures initialement présents dans le lisier. Ainsi, pour deux grands types de sols de la Réunion (un cambisol andique et un nitisol), les transferts de nitrates sont ralentis du fait d'une capacité d'échange anionique, mais ils entrent en compétition avec les chlorures pour l'adsorption sur les charges, variables avec le pH, de ces sols. Néanmoins, ils demeurent disponibles pour les cultures plus longtemps, permettant une gestion agronomique des apports de PRO et réduisant les risques de transferts vers le sous-sol. À l'échelle du territoire de l'ouest de la Réunion, les zones les plus vulnérables aux transferts de nitrates ont été identifiées grâce aux caractéristiques des sols et à l'élaboration d'un indice de vulnérabilité.

La mobilité des ETM a été mesurée en colonne de sol ainsi qu'en conditions réelles sur le terrain. Les ETM présentent un comportement très différent des nitrates puisqu'ils n'ont jamais montré de transfert au-delà des vingt premiers centimètres de sols. La problématique de contamination des nappes phréatiques ne se pose donc pas pour ces éléments. En revanche, nous avons utilisé un modèle empirique réalisant des bilans « entrée / sortie » pour quantifier l'accumulation à long terme des ETM dans les couches superficielles. Ce modèle a été validé pour un sol sur lequel quatorze cycles de cultures maraîchères ont été menés. Un rapide dépassement des seuils réglementaires pour le zinc a été mis en évidence.

Mon projet de recherche s'articule autour de l'utilisation de deux sites expérimentaux, lourdement instrumentés, pour comprendre la dynamique des grands cycles biogéo-

chimiques après apports de PRO, mais également pour quantifier les flux de deux types de contaminants, les ETM et les composés traces organiques, dans les différents compartiments de l'agro-écosystème et ce, sur le long terme.

Le premier site est celui du SOERE PRO de la Réunion. Il a été mis en place en 2013 sur la station du CIRAD à La Mare. Des boues de STEP, des lisiers de porc et des litières de volailles sont apportés sur une culture de canne à sucre. Le second site est celui de la station de l'ISRA (institut sénégalais de recherche agricole) à Sangalkam où des boues de STEP, des litières de volaille et des digestats de méthanisation sont apportés sur des cultures maraîchères. Dans ces deux situations, les flux d'eau et de solutés sont mesurés continuellement, les lixiviats, le sol et les cultures sont régulièrement échantillonnés. L'objectif est d'identifier les déterminants de la mobilité des contaminants entre les compartiments et de quantifier ces transferts. Par ailleurs, sur le site de la Réunion, les flux de CO₂ et de N₂O sont également mesurés plusieurs fois par jour afin d'améliorer le bouclage des cycles des éléments majeurs.

Sur le site de Sangalkam, l'influence des PRO sur la qualité nutritionnelle des cultures maraîchères et sur la résistance aux bio-agresseurs et aux ravageurs sera évaluée. Par ailleurs, nous déterminerons un niveau d'intensification *durable* optimal préservant la qualité des sols et n'impactant pas négativement les autres compartiments de l'écosystème, dont les cultures.

L'acquisition de données de référence et le suivi sur le long terme des contaminants sont des étapes indispensables pour renseigner et utiliser des modèles permettant d'évaluer leur devenir et de prédire les éventuels risques associés.

Au cours de ma formation initiale en géologie à l'université de Rennes, quelles qu'aient été les disciplines enseignées (paléontologie, volcanisme, sédimentologie, etc.), j'ai tout de suite été fasciné par cet aller-retour incessant, mais nécessaire, entre les observations de terrain et leurs fondements théoriques. Au fur et à mesure, mes centres d'intérêts en sciences de la terre se sont rapprochés de la surface jusqu'à sa couche la plus superficielle, le sol. Cette fine couche, qui m'a tant embêtée pour trouver un affleurement rocheux pendant mes stages de cartographie, était enseignée par Guilhem Bourrié alors détaché de l'INRA comme professeur à l'université de Rennes 1. Or, mon second centre d'intérêt étant la géochimie, il m'a proposé de m'orienter après la maîtrise vers le DEA national de science du sol. Dans le contexte tempéré des sols hydromorphes de Bretagne et des processus d'oxydo-réduction qui s'y développe, j'ai donc réalisé mon stage, en 1998, puis ma thèse, soutenue en 2001, sous la direction de Guilhem Bourrié et de Fabienne Trolard, au laboratoire de science du sol de l'INRA de Rennes dans un premier temps. Ces derniers ayant été appelés pour développer l'unité « géochimie des sols et des eaux » à Aix-en-Provence, j'ai donc terminé d'écrire ma thèse là-bas, en 2001, dans un second temps. Entre temps, durant les mois de février et mars 2000, au court d'un séjour en Amazonie, j'ai découvert la dynamique du fer dans les sols ferrugineux tropicaux avec Emmanuel Fritsch, chercheur à l'IRD ; un signe précurseur peut-être.

J'ai ensuite été recruté au CIRAD et affecté à la Réunion, en août 2001, en tant que « biogéochimiste » pour travailler sur le recyclage des déchets organiques en contexte tropical. Armé de mon bagage de géochimiste, je me suis progressivement intéressé aux interactions entre la solution du sol et la phase solide ; les sols tropicaux et surtout les sols volcaniques présentant des caractéristiques géochimiques et minéralogiques si particulières et nouvelles pour moi. Pour cela, j'ai commencé à travailler sur les transferts de solutés aux échelles de la colonne de sol puis de la parcelle. Cette période (2001–2011) à la Réunion fut exaltante, mais après dix années, j'ai saisi l'opportunité de rebondir avec une nouvelle affectation au Sénégal. Si la problématique du recyclage agricole des déchets organiques est constante, le contexte agro-pédologique du maraîchage en milieu périurbain est tout autre.

Au cours de ce parcours, j'ai travaillé avec de nombreux chercheurs, ingénieurs et techniciens, en particulier ceux de mon unité de recherche, j'ai encadré de nombreux stagiaires et j'ai participé à l'encadrement de plusieurs doctorants. Que toutes ces personnes soient ici remerciées pour leurs collaborations, leurs échanges et leurs interactions.

Enfin, je dédie ce mémoire et tout le fruit de mon travail à ma petite famille, Carole, Édouard et Charles, sans lesquels je ne serais pas aussi heureux aujourd'hui.

PREMIÈRE PARTIE :
PRÉSENTATION DU CANDIDAT

CHAPITRE 1

CURRICULUM VITÆ

1.1 État civil

Frédéric FEDER,

né le 26 septembre 1972 à Nancy (France), marié, deux enfants.

Coordonnées professionnelles actuelles :

LEMSAT (IRD-ISRA-UCAD), campus de Bel-Air, route des hydrocarbures, BP 1386,
18524 Dakar, Sénégal.

Téléphone : +221 33 849 33 17; adresse email : frederic.feder@cirad.fr

1.2 Études, diplômes et parcours professionnel

1991 – 1994 : DEUG A de « science et structure de la matière », mention physique, chimie et science de la terre (PCST), université de Rennes I.

1994 – 1996 : licence et maîtrise de « science de la terre » (mentions assez bien), université de Rennes I.

1996 – 1997 : diplôme de « dynamique de l'eau et télédétection » (mention assez bien) délivré par le CNED de Rennes et le laboratoire COSTEL.

1997 – 1998 : DEA (master 2) national de « science du sol » (mention assez bien), diplôme co-habilité ENSAR, INA-PG, ENSAM et université H. Poincaré (Nancy I).

1998 – 2001 : thèse de doctorat intitulée « dynamique des processus d'oxydo-réduction dans les sols hydromorphes. Monitoring *in situ* de la solution du sol et des phases solides ferrifères. ». Université d'Aix-Marseille III.

Bourse de doctorat financée par le ministère de l'éducation nationale et de la recherche. Doctorat réalisé au laboratoire de science du sol de l'INRA de Rennes et à l'unité de recherche « géochimie des sols et des eaux » de l'INRA à Aix-en-Provence sous la direction de G. Bourrié et F. Trolard.

2001 – aujourd'hui : chercheur en science du sol dans l'unité « recyclage et risque » du CIRAD (centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement), département PERSYST (performances des systèmes de production et de transformation tropicaux) :

- septembre 2001 – octobre 2011 : affecté à la Réunion (CIRAD, station de la Bretagne) ;
- depuis novembre 2011 : affecté au Sénégal (LMI IESOL, Dakar).

1.3 Formations complémentaires

1. Formation à l'étude et à la modélisation des transferts d'eau : Montpellier, cinq jours, septembre 2002.
2. Formation en statistiques spatiales : Montpellier, cinq jours, mars 2004.
3. Formation en statistique sous SAS et R : Saint-Denis, cinq jours, avril 2005.
4. Formation à R : Saint-Denis, cinq jours, mai 2005.
5. Formation à l'utilisation des centrales d'acquisition Campbell : Saint-Denis, trois jours, septembre 2005.
6. Formation aux SIG : Saint-Denis, trois jours, avril 2007.
7. Formation à la rédaction scientifique en anglais : Saint-Denis, quatre jours, septembre 2007.
8. Formation aux transferts d'eau et solutés à l'aide des logiciels HYDRUS, PHREEQC et HP1 : Montpellier, cinq jours, septembre 2008.
9. Formation à l'utilisation du logiciel ARCGIS : Saint-Denis, cinq jours, avril 2009.
10. Formation à la programmation en CRBASIC et au matériel Campbell : Paris, deux jours, février 2013.
11. Formation à la pratique de l'anglais : Saint-Denis, 27 heures, de février à juin 2010.
12. Formation à la pratique de l'anglais : par téléphone, quinze heures, de avril à septembre 2013.
13. Formation aux suivis et aux mesures de gaz *in situ* : Paris, deux jours, octobre 2015.

1.4 Distinction et prix

Au cours de la 19^e réunion des sciences de la terre (RST) à Nantes en juin 2002, j'ai reçu le prix HAÛY-LACROIX 2002 décerné par la société française de minéralogie et de cristallographie (SFMC) pour mon travail de thèse.

1.5 Affiliation à des sociétés savantes

Je suis membre de l'association française pour l'étude des sols (AFES) depuis 1997. J'ai été élu quatre fois au conseil d'administration (2001–2004, 2005–2008, 2009–2012 et 2013–2016) et j'ai été vice-président pendant deux ans (2006–2007). Je participe aux activités scientifiques et administratives de cette société savante, la seule existante dans ma discipline. J'ai été rédacteur de la lettre trimestrielle de l'AFES de 2003 à 2012. Depuis 2012, je coordonne avec Ch. Walter la réalisation de webinaires pour l'AFES. Ce sont des vidéo-conférences diffusées en direct sur internet sur différents thèmes relatifs au sol et à la recherche en science du sol (<https://vimeo.com/channels/webinairesafes>).

CHAPITRE 2

LISTE DES PUBLICATIONS ET DES TRAVAUX

2.1 Articles

2.1.1 Articles dans les revues à facteurs d'impact

1. Feder, F., Bourrié, G. and Trolard, F. 1998. *In situ* continuous monitoring of soil solution chemistry. *Mineralogical magazine*, 62A, 441-442.
2. Bourrié, G., Trolard, F., Refait, Ph. and Feder, F. 2004. A solid solution model for Fe(II)-Fe(III)-Mg green rust "Fougerite": structural and geochemical constraints. *Clays and Clay Minerals*, 52(3), 382-394.
<http://dx.doi.org/10.1346/CCMN.2004.0520313>
3. Feder, F., Trolard, F., Klingelhöfer, G. and Bourrié, G. 2005. *In situ* Mössbauer spectroscopy: Evidence for green rust (fougerite) in a gleysol and its mineralogical transformations with time and depth. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(18), 4463-4483.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gca.2005.03.042>
4. Trolard, F., Bourrié, G., Abdelmoula, M., Refait, Ph. and Feder, F. 2007. Fougerite, a New Mineral of the Pyroaurite-Iowaite Group: Description and Crystal Structure. *Clays and Clay Minerals*, 55(3), 323-334.
<http://dx.doi.org/10.1346/CCMN.2007.0550308>
5. Feder, F. and Findeling, A. 2007. Retention and leaching of nitrate and chloride in an andic soil after pig manure amendment. *European Journal of Soil Science*, 58(2), 393-404.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00885.x>
6. Payet, N., Findeling, A., Chopart, J.-L., Feder, F., Nicolini, E., Saint Macary, H. and Vauclin, M. 2009. Modelling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the island of Réunion (France). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 134(3-4), 218-233.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.004>
7. Legros, S., Doelsch, E., Feder, F., Moussard, G. D., Sansoulet, J., Gaudet, J.-P., Rigaud, S., Basile-Doelsch, I., Saint Macary, H. and Bottero, J. Y. 2013. Fate and behaviour of Cu and Zn from pig slurry spreading in a tropical water-soil-plant system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 70-79.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.008>
8. Alary, K., Babre, D., Caner, L., Feder, F., Szwarc, M., Naudan, M. and Bourgeon, G. 2013. Pretreatment of Soil Samples Rich in Short-Range-Order Minerals Before

- Particle-Size Analysis by the Pipette Method. *Pedosphere*, 23(1), 20-28.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60076-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60076-9)
9. Feder, F. 2013. Soil map update: Procedure and problems encountered for the island of Réunion. *Catena*, 110, 215-224.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.06.019>
 10. Wassenaar, T., Doelsch, E., Feder, F., Guerrin, F., Paillat, J.-M., Thuriès, L. and Saint Macary, H. 2014. Returning Organic Residues to Agricultural Land (RORAL) — Fuelling the Follow -the- Technology approach. *Agricultural Systems*, 124, 60-69.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2013.10.007>
 11. Feder, F., Bochu, V., Findeling, A. and Doelsch, E. 2015. Repeated pig manure applications modify nitrate and chloride competition and fluxes in a Nitisol. *Science of the Total Environment*, 511, 238–248.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.059>
 12. Hodomihou, R. N., Feder, F., Masse, D., Agbossou, K. E., Amadji, G. L., Ndour-Badiane, Y. et Doelsch, E. *Diagnostic de contamination des agrosystèmes périurbains de Dakar par les éléments traces métalliques*. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement, vol. 20, n° 3. septembre 2016.

2.1.2 Articles dans les revues à comité de lecture sans facteurs d'impact

1. Feder, F. et Bourgeon G. 2009. Mise à jour de la carte des sols de la Réunion : démarche suivie et problèmes rencontrés. *Étude et gestion des sols*, 16(2), 85-99.
2. Doelsch, E., Basile-Doelsch, I., Bottero, J. Y., Cazevieuille, P., Chevassus-Rosset, Cl., Feder, F., Garnier, J.-M., Gaudet, J.-P., Legros, S., Levard, Cl., Masion, A., Mous-sard, G. D., Rose, J. et Saint Macary, H. 2011. Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux (île de la Réunion) : quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques? *Étude et gestion des sols*, 18(3), 175-186.
3. Lahbib-Burchard, T., Wassenaar, T., Doelsch, E., Feder, F. et Bravin, M. 2012. Prédiction de l'accumulation à long-terme des éléments traces métalliques dans les sols en contexte de recyclage agricole de produits résiduaux organiques en milieu tropical : validation d'un modèle par mesures *in situ*. *Bulletin du groupe francophone humidimétrie et transferts en milieux poreux* (58) : 185-192.
4. Hodomihou, N. R., Feder, F., Doelsch, E., Agbossou, E. K., Amadji, G. L., Ndour-Badiane, Y., Cazevieuille, P., Chevassus-Rosset, C. et Masse, D. 2015. Caractérisation des risques de contamination des agrosystèmes périurbains de Dakar par les éléments traces métalliques. *Agronomie Africaine*, 27(1), 69-82.

2.1.3 Articles soumis ou en préparation

1. Feder, F., Finizola, A., Crovisier, M. and Payet, N. Monitoring of water fluxes by SP and TDR in the unsaturated vadoze zone during an intense cyclone. En préparation.
2. Rakotoarisoa, J. *et al.* Paramètres chimiques du transfert des nitrates dans les sols de l'essai « Système de cultures du riz pluvial » à Andranomanelatraha (Hauts plateaux malgaches – région d'Antsirabé) En préparation.
3. Hodomihou, R. N., Feder, F., Agbossou, K. E., Amadji, G. L. et Doelsch, E. Assessment of metals speciation in soils and organic wastes used as fertilizers in the suburban agricultural area of Dakar, Senegal. En préparation.
4. Diallo, F., Feder, F. *et al.* Effets des apports réguliers de matière organique sur le rendement de la culture de laitue sur les Arénosols et les Fluvisols de la zone des Niayes. En préparation.

5. Ntoma-Diallo, R., Feder, F., Masse, D., Diome, F., Akpo, L. E. Long-term effects of intensive and repeated inputs of organic matter on the evolution of market gardeners soils in the region of Dakar, Senegal. En préparation.

2.2 Actes de colloques

2.2.1 Communications orales

1. Feder, F., Trolard, F., Bourrié, G., Klingelhöfer, G. et Génin J.-M. R. 1999. Utilisation *in situ* de la spectrométrie Mössbauer pour la caractérisation des oxydes de fer dans les sols hydromorphes. *Journées « jeunes chercheurs »*, association française pour l'étude du sol (AFES), Paris, France, 1999/11/18.
2. Klingelhöfer, G., Trolard, F., Bourrié, G., Feder, F. and Génin, J.-M. R. 1999. The monitoring of iron mineralogy and oxidation states by Mössbauer spectroscopy in the field; the Green Rust mineral in hydromorphic soils. *American Geophysical Union, Fall Meeting*, San Francisco, USA, 1999/12/13-17.
3. Bourrié, G., Berthelin, J., Génin, J.-M. R., Trolard, F., Klingelhöfer, G., Abdelmoula, M., Appenzeller, B., Benali, O., Bernhardt, B., Block, J.C., Ehrhardt, J.-J., Feder, F., Géhin, A., Gury, M., Herbillion, A., Jeanroy, E., Jorand, F., Ona-Nguema, G., Refait, Ph. et Stemmler, S. 2000. Rôle des processus biogéochimiques sur les transformations minéralogiques des oxydes de fer dans les sols hydromorphes. *Les composés lamellaires*, réunion de la société française de minéralogie et de cristallographie et du groupe français des argiles, Porquerolles, France, 2000/10/09-11.
4. Bourrié, G., Trolard, F., Refait, Ph. and Feder, F. 2002. A solid solution model for FeII-FeIII-Mg green rust (fougerite): structural and geochemical constraints. *17th World Congress of Soil Science*, Bangkok, Thaïlande, 2002/08/14-20.
5. Feder, F., Klingelhofer, G., Trolard, F. and Bourrié, G. 2002. *In situ* Mössbauer spectroscopy and soil solution monitoring to follow spatial and temporal iron dynamics. *17th World Congress of Soil Science*, Bangkok, Thaïlande, 2002/08/14-20.
6. Feder, F. and Chabalier, P.-F. 2002. Agricultural valorisation of organic waste in Réunion island: andosols characteristics. *Volcanic soils: Properties, Processes and Land Use*. COST Action 622 (Soil Resources of European Volcanic Systems), Budapest, Hungary, 2002/09/18-22.
7. Feder, F., Gosme, M., Chabalier, P.-F., Saint Macary, H., Doelsch, E. et Isautier, J. 2004. Recyclage de déchets par la canne à sucre : essais avec des vinasses de distillerie. *Rencontres internationales pluridisciplinaires, la canne, une passion à partager. Perspectives de développement de la canne à sucre en milieu insulaire : approches technico-économiques, sociales, culturelles*. Congrès de la STASM, Piton Saint-Leu, la Réunion, 2002/10/02-05.
8. Feder, F., Gosme, M. et Saint Macary, H. 2004. Recyclage de déchets par la canne à sucre : essais avec des vinasses de distillerie. *Méthodes d'évaluation de l'impact agronomique et environnemental du recyclage agricole des déchets agro-industriels*, séminaire de restitution des travaux de l'ATP 2001-10, Montpellier, France, 2004/07/01-02.
9. Feder, F. et Findeling, A. 2004. Flux d'eau et de soluté dans un andosol des Colimaçons après un apport de lisier : expérimentation en colonnes de sol. *Méthodes d'évaluation de l'impact agronomique et environnemental du recyclage agricole des déchets agro-industriels*, séminaire de restitution des travaux de l'ATP 2001-10, Montpellier, France, 2004/07/01-02.
10. Feder, F., Findeling, A., Saint Macary, H. et Payet, N. 2004. Mise en place de deux sites expérimentaux pour l'étude de la valorisation agronomique des déchets à l'île de

- la Réunion. *Méthodes d'évaluation de l'impact agronomique et environnemental du recyclage agricole des déchets agro-industriels*, séminaire de restitution des travaux de l'ATP 2001-10, Montpellier, France, 2004/07/01-02.
11. Feder, F. and Findeling, A. 2004. Solute and water fluxes in andisol fertilized with pig manure: soil columns experimentation. *In: Volcanic soil resources in Europe*. Rala Report, n° 214, Oskarsson, H., (ed.) and Arnalds, O. (ed.). COST Action 622, Final Meeting, Akureyri-Egilsstadir, Iceland, 2004/06/04-08.
 12. Feder, F. and Findeling, A. 2004. Physical and chemical transformations and solutes transfer in andisol under pig manure spreading. *Eurosoil 2004*, Freiburg im Breisgau, Germany, 2004/09/04-12.
 13. Doelsch, E., Saint Macary, H., Feder, F., Moussard, G. D., Findeling, A., Chevassus-Rosset, Cl., Cazevielle, P., Basile-Doelsch, I., Bottero J. Y., Garnier, J.-M., Masion, A., Rose, J., Moustier, S. et Gaudet, J.-P. 2006. Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux (île de la Réunion): quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques? *De la recherche sur les sols à la décision publique : journées d'échanges et de prospective*, MEEDDAT, ADEME,, 2006/11/21-22.
 14. Sansoulet, J., Feder, F., Simunek, J., Bochu, V., Findeling, A. and Doelsch, E. 2008. Transport of reactive anions and cations in a volcanic soil: Experiments and modelling. ECSSS, EUROSOIL 2008. *Soil, Society, Environment*, Vienna, Austria, 2008/08/25-29.
 15. Feder, F., Bochu, V., Doelsch, E., Findeling, A. and Sansoulet, J. 2008. Retention and leaching of nitrate after nitrification of pig manure on variable charge soil (Nitisol). *In: ECSSS, EUROSOIL 2008. Soil, Society, Environment*, Vienna, Austria, 2008/08/25-29.
 16. Doelsch, E., Basile-Doelsch, I., Bottero, J. Y., Cazevielle, P., Chevassus-Rosset, Cl., Feder, F., Garnier, J.-M., Gaudet, J.-P., Legros, S., Levard, Cl., Masion, A., Moussard, G. D., Moustier, S., Rose, J. et Saint Macary, H. 2008. Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux (île de La Réunion): quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques? *Les matières organiques du sol: rôles, risques et enjeux*. Colloque de restitution du programme GESSOL 2, MEEDDAT, ADEME, p 17-22, Paris, 2008/12/04.
 17. Legros, S., Doelsch, E., Chaurand, P., Masion, A., Rose, J., Feder, F., Sansoulet, J., Gaudet, J.-P., Proux, O., Hazemann, J.-L., Briois, V., Saint Macary, H. et Bottero, J. Y. 2009. Évaluation de l'impact environnemental de l'épandage de lisier de porc par une approche multi-échelle. *In: actes du séminaire RESMO 2009 « séminaire matières organiques et environnement »*, INRA.
 18. Lahbib-Burchard, T., Wassenaar, T., Doelsch, E., Feder, F. et Bravin, M. N. 2012. Prédiction de l'accumulation à long-terme des éléments traces métalliques dans les sols en contexte de recyclage agricole de produits résiduaux organiques en milieu tropical: validation d'un modèle par mesures *in situ*. *50 ans de l'Orgeval et 37^{es} journées du GFHN*.
 19. Thuriès, L., Moussard, G. D., Gauvin, M.-C., Feder, F., Doelsch, E. and Legier, P. 2013. Organic status of tropical soils predicted by near infrared spectroscopy: Réunion Island as a case study. *In: NIR 2013. Proceedings of 16th International Conference on Near Infrared Spectroscopy: Picking up good vibrations*, La Grande-Motte, France, 2013/06/02-07.
 20. Oustrière, N., Lahbib-Burchard, T., Doelsch, E., Feder, F., Wassenaar, T. and Bravin, M. N. 2013. Predictive modelling of the long-term accumulation of trace metals in tropical soils amended with organic wastes – field trial validation. *15^e conférence internationale RAMIRAN : recyclage des résidus organiques pour l'agriculture : de la*

- gestion des déchets aux services écosystémiques*, Versailles, France, 2013/06/03-05.
21. Hodomihou, N. R., Feder, F., Agbossou, K. E., Masse, D., Ndour-Badiane, Y., Cazevielle, P., Chevassus-Rosset, Cl., Montès, M., Marger, J.-L. and Doelsch, E. 2013. Negative externalities of intensive use of organic wastes on two tropical soils in the context of urban agriculture in the region of Dakar. *15^e conférence internationale RAMIRAN : recyclage des résidus organiques pour l'agriculture : de la gestion des déchets aux services écosystémiques*, Versailles, France, 2013/06/03-05.
 22. Hodomihou, N. R., Feder, F., Agbossou, E. K., Doelsch, E., Amadji, G. L., NDour-Badiane, Y., Cazevielle, P., Chevassus-Rosset, Cl. et Masse, D. 2014. Caractérisation des risques de contamination de deux sols tropicaux par les éléments traces métalliques en contexte de recyclage des produits résiduaux organiques. *12^{es} journées d'étude des sols : le sol en héritage*, Le Bourget-du-Lac, France, 2014/06/30-07/04.
 23. Hodomihou, N. R., Feder, F., Agbossou, E. K., Doelsch, E., Amadji, G. L., NDour-Badiane, Y., Cazevielle, P., Chevassus-Rosset, Cl. et Masse, D. 2014. Caractérisation des risques de contamination des agrosystèmes périurbains de Dakar par les éléments traces métalliques. *4^e semaine scientifique agricole de l'Afrique de l'Ouest et du centre et 11^e assemblée générale du CORAF-WECARD*, Niamey, Niger, 2014/06/16-20.
 24. Feder, F. and Sansoulet, J. 2014. Impact study on the application of vinasse to cambisol and vertic luvisol in Ethiopia. *20th World Congress of Soil Science*, Jeju, Corée du Sud, 2014/06/08-13.
 25. Feder, F., Diallo, F., Ndour Badiane, Y., Ndiaye-Cissé M. F., Ndienor, M. et Masse, D. 2016. Suivi *in situ* et en continu des flux d'eau et de contaminants après apports de produits résiduaux organiques sous cultures maraichères. *6^e conférence internationale de métrologie*, Dakar (Sénégal) 2016-03-21/2016-03-24.

2.2.2 Communications posters

1. Feder, F., Bourrié, G. et Trolard, F. 1999. Mesures en continu et *in situ* des paramètres de la solution du sol. Réunion de la direction scientifique « Environnement Forêt et Agriculture », INRA/EFA, Évian, France, 1999/02.
2. Klingelhöfer, G., Trolard, F., Bernhardt, B., Bourrié, G., Feder, F. and Génin, J.-M. R. 1999. The monitoring of iron mineralogy and oxidation states by Mössbauer spectroscopy in the field ; the green rust mineral in hydromorphic soils. *International conference on applications of Mössbauer effect*, Garmisch-Partenkirchen, Germany, 1999/08/30-09/03.
3. Feder, F., Klingelhöfer, G., Trolard, F., Bernhardt, B., Bourrié, G. et Génin J.-M. R. 2000. Suivi *in situ* par spectrométrie Mössbauer de la dynamique des oxydes de fer dans un sol hydromorphe. *6^{es} journées nationales d'étude des sols*, Nancy, France, 2000/04/25-28.
4. Payet, N., Saint Macary, H., Feder, F., Findeling, A., Nicolini, E. and Vauclin, M. 2004. Assessment of nitrate leaching following pig manure application at the surface of an andisol in La Réunion island. *Joint Earth Sciences Meeting*, Strasbourg, France, 2004/09/20-25.
5. Feder, F., Sevagamy, V., Saint Macary, H. et Chabalier, P.-F. 2004. Création de dispositifs expérimentaux pérennes de suivi *in situ* des risques environnementaux liés au recyclage et à la valorisation agronomiques des déchets et effluents agro-industriels et urbains. *Rencontres internationales pluridisciplinaires, la canne, une passion à partager. Perspectives de développement de la canne à sucre en milieu insulaire : approches technico-économiques, sociales, culturelles*. Congrès de la STASM, Piton Saint-Leu, la Réunion, 2002/10/02-05.

6. Basile Doelsch, I., de Junet, A., Boucherle, A., Legros, S., Bottero, J. Y., Rose, J., Masion, A., Borschneck, D., Moustier, S., Brun, T., Balesdent, J., Marol, C., Derrien, D., Derenne, S., Templier, J., Saint Macary, H. et Feder, F. 2005. Les complexes organo-minéraux du sol : rôle sur la dynamique de séquestration du carbone. *Colloque de Restitution du Programme ECCO-PNBC*, Toulouse, France, 2005/12/05-07.
7. Dudal, Y., Soobadar, A., Doelsch, E., Feder, F., Findeling, A., Salpéteur, L., Benoît, P., Houot, S. et Boudenne, J.L. 2006. Nature et suivi dans les sols des MOD d'origine anthropique à l'aide de la spectroscopie de fluorescence. *Les matières organiques en France. État de l'art et prospectives*, Paris, France. INRA, CNRS, IHSS, INSU, Carqueiranne, France, 2006/01/22-24.
8. Feder, F., Olivier, R., Alary, K. and Bourgeon, G. 2006. Characterisation Of a Soil Catena on the Western Slope of The Piton Des Neiges Volcano (la Réunion). *18th World Congress of Soil Science*, Philadelphia, Pennsylvania, USA, 2006/07/09-15.
9. Doelsch, E., Feder, F., Findeling, A., Dudal, Y. and Saint Macary, H. 2006. Assessing the Risk of Soilborne Heavy Metals Leaching in an Andosol after Sewage Sludge Spreading. *18th World Congress of Soil Science*, Philadelphia, Pennsylvania, USA, 2006/07/09-15.
10. Bourrié, G., Trolard, F. et Feder, F. 2007. Critères d'identification de la fougérite dans les sols hydromorphes et nature de l'anion compensateur. *9^{es} journées nationales d'études des sols*, Angers, France, 2007/04/03-05.
11. Feder, F., Robin, J.-G. et Bourgeon, G. 2008. Cartographie de la vulnérabilité des aquifères de l'ouest de l'île de la Réunion au transfert de polluants / Cartography of groundwater vulnerability to pollutants transfer in Western part of La Reunion Island. *IWRA, 13^e congrès mondial de l'eau*, Montpellier, France, 2008/09/01-04.
12. Feder, F. and Bourgeon, G. 2010. Updating the soil map of Réunion island: methodology and problems to be overcome. *19th World Congress of Soil Science*, Brisbane, Australia, 2010/08/01-06.
13. Michaud, A., Mercier, V., Rampon, J.-N., Morvan, T., Burbani, M., Montenach, D., Hammel, F., Sappin Didier, V., Watteau, F., Feder, F., Paillat, J.-M., Masse, D., Hien, E., Bacheley, H. and Houot, S. 2013. SOERE PRO: Long term field experiment network for research on the recycling of organic matters issued of wastes in agriculture. *15^e conférence internationale RAMIRAN : recyclage des résidus organiques pour l'agriculture : de la gestion des déchets aux services écosystémiques*, Versailles, France, 2013/06/03-05.
14. Feder, F., Finizola, A., Crovisier, M. and Payet, N. 2014. Monitoring of water fluxes by self-potential and TDR probes in the unsaturated vadoze zone during an intense cyclone. *20th World Congress of Soil Science*, Jeju, Corée du Sud, 2014/06/08-13.
15. Feder, F., Diallo, F., Ntoma, R., Masse, D., Diome, F. and Akpo, L. E. 2015. Repeated inputs of organic matter in the long term protect soils from global changes. *CSA 2015. Building tomorrow's research agenda and bridging the science-policy gap*. CIRAD, INRA, IRD, Agropolis International, Wageningen UR, CGIAR, UCDAVIS, FAO, Greenium, GFAR, Montpellier, France, 2015/03/16-18.
16. Masse, D., Ndour-Badiane, 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., Lardy, L., Assigbetse, K. and Cournac, L. 2015. Ecological intensification for a climate smart agriculture: applications from Senegal and Burkina Faso. *CSA 2015. Building tomorrow's research agenda and bridging the science-policy gap*. CIRAD, INRA, IRD, Agropolis International, Wageningen UR, CGIAR, UCDAVIS, FAO, Greenium, GFAR, Montpellier, France, 2015/03/16-18.
17. Diouf, A., Eick, M. and Feder, F. 2015. Effect of Organic Amendments on the Heavy

Metal Distribution in Market Gardens in Senegal. ASA, CSSA, SSSA, ESA, Joint Annual Meeting, Minneapolis, MN, November 15-18, 2015.

18. Houot, S., Bourdat-Deschamps, M., Ferhi, S., Bernet, N., Mercier, V., Montenach, D., Feder, F., Moussard, G. D. and Patureau, D. Repeated applications of organic waste products in field conditions hardly impact pharmaceutical concentrations in soil and soil leachates. 1st International Conference on Risk Assessment of Pharmaceuticals in the Environment – ICRAPHE, 8-9 septembre 2016, Paris (75).

2.3 Ouvrages

2.3.1 Mémoires et thèse

1. Feder, F. 1996. *Cartographie géologique de l'île de Jersey*. Rapport de stage de terrain de maîtrise de science de la terre. Géoscience Rennes, 55 pages + annexes.
2. Feder, F. 1998. *Suivi en continu de la dynamique de la solution du sol dans les sols hydromorphes. Les équilibres rédox et les conditions de stabilité des rouilles vertes dans le milieu naturel*. Mémoire du DEA national de science du sol, 23 p.
3. Feder, F. 2001. *Dynamique des processus d'oxydo-réduction dans les sols hydromorphes. Monitoring in situ de la solution du sol et des phases solides ferri-fères*. Thèse de l'université de Aix-Marseille III, 199 p.

2.3.2 Chapitre d'ouvrage

1. Barbet-Massin, V., Bourgault, G., Feder, F., Girard, M., Hardouin, E., Hébert, A., Macé, F., Nedellec, J.-L., Ponet, J. et Ramsamy, Y. 2010. Aménagement et interventions foncières. In : *Guide des bonnes pratiques agricoles à la Réunion*. Saint-Denis : Ziberlin O., DAF (éd.), 14-61.

2.4 Rapports technique et expertises

1. Feder, F. 2003. Rapport intermédiaire 2002-2003 de la convention avec la société Isautier. Saint-Denis, la Réunion : CIRAD-CA, 13 p.
2. Feder, F. et Saint Macary, H. 2004. Épandage des vinasses de la distillerie Isautier. Rapport final 2002-2003. 19 p.
3. Feder, F. et Saint Macary, H. 2005. Étude expérimentale de l'épandage des vinasses de distillerie sur la canne à sucre : rapport final de la convention CIRAD-Isautier. Montpellier : CIRAD-CA, 70 p.
4. Basile-Doelsch, I., Bottero, J. Y., Cazevieille, P., Chevassus-Rosset, Cl., Doelsch, E., Feder, F., Findeling, A., Garnier, J.-M., Gaudet, J.-P., Legros, S., Levard, C., Masion, A., Moussard, G., Moustier, S., Rose, J. et Saint Macary, H. 2005. Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux (île de la Réunion) : quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques? Montpellier : CIRAD-CA, 87 p.
5. Doelsch, E., Feder, F., Findeling, A. et Dudal, Y. 2005. Éléments traces métalliques : impact de l'épandage d'une boue d'épuration sur la mobilité et la spéciation des ETM d'un andosol. Saint-Denis, la Réunion : CIRAD-CA, 103 p.
6. Frissant, N. et Feder, F. 2005. Étude de la zone non saturée sur le site de La Mare, Commune de Sainte-Marie. Phase 2. Rapport intermédiaire. Rapport BRGM/RP-54419-FR. 41 pages, 6 tableaux, 6 illustrations.
7. Ladouche, B., Frissant, N., Mouvet, Ch., Feder, F. et Petit, V. 2006. Étude de la zone non saturée sur le site de La Mare, commune de Sainte-Marie (la Réunion). Phase 2. Rapport BRGM/RP-54419-FR. 95 pages, 8 tableaux, 46 illustrations.

8. Basile-Doelsch, I., Bottero, J. Y., Cazevieille, P., Chevassus-Rosset, Cl., Doelsch, E., Feder, F., Findeling, A., Garnier, J.-M., Gaudet, J.-P., Legros, S., Levard, Cl., Masion, A., Moussard, G. D., Moustier, S., Rose, J. et Saint Macary, H. 2006. Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux (île de la Réunion) : quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques? Rapport de la convention ADEME-CIRAD n° 0475C0013. CIRAD, département PERSYST, 122 p.
9. Feder, F., Robin, J.-G. et Bourgeon, G. 2007. Évaluation des risques de transfert des polluants à travers les sols. *Rapport final à la convention de recherche entre la DIREN et le CIRAD*. CIRAD, département PERSYST, 49 p.
10. Feder, F. and Sansoulet J. 2007. Impact study on the application of vinasse to soils in Metahara, Ethiopia. *Final report*, 7 december 2007. Confidentiel. CIRAD, département PERSYST, 24 p.
11. Feder, F., Robin, J.-G. et Bourgeon, G. 2008. Évaluation des risques liés au transfert des polluants à travers les sols et vers les nappes. *Rapport final de la convention de recherche entre le ministère de l'Outre-mer et le CIRAD*. CIRAD, département PERSYST, 75 p.
12. Feder, F. et Morel, J. 2011. Projet Run Innovation II. *Rapport final de l'expérimentation sur le lisier (site de Saint-Joseph, la Réunion)*. Confidentiel. CIRAD, département PERSYST, 55 p.
13. Feder, F. Bièque, S. et Condom, N. 2012. Étude complémentaire portant sur l'impact de l'utilisation des eaux épurées sur les sols et le développement des végétaux. Projet de Reuse de la STEP du Grand Prado. *Rapport intermédiaire au 15 mai 2012 de la convention Cirad-Cinor-La Créole*. CIRAD, département PERSYST, 90 p.
14. Farinet, J.-L. et Feder, F. 2014. Étude et dimensionnement d'une unité pilote de compostage à la CSS, Richard Toll, Sénégal. *Rapport confidentiel*, mars 2014, CIRAD, département PERSYST, 31 p.
15. Feder, F. 2015. Étude complémentaire portant sur l'impact de l'utilisation des eaux épurées sur les sols et le développement des végétaux. Projet de Reuse de la STEP du Grand Prado. *Rapport final de la convention CIRAD-CINOR-La Créole*. CIRAD, département PERSYST, 145 p.

2.5 Chapitres de rapport

1. Feder, F., Saint Macary, H., Gosme, M., Chabalière, P.-F. et Doelsch, E. 2002. Étude expérimentale de l'épandage des vinasses sur la canne à sucre. Vinasses de la distillerie Isautier, Saint Pierre de la Réunion. *In : rapport d'exécution 2001-2002*, Saint-Denis, la Réunion, CIRAD-CA, 11 p.
2. Saint Macary, H., Chabalière, P.-F., Boyer, J., Feder, F., Payet, N., Bernard, H. et Doelsch, E. 2003. Agriculture durable, environnement et forêt. Risque environnemental, gestion agronomique, recyclage des déchets (REGARD). *In : rapport annuel 2002 du CIRAD Réunion*, Saint-Denis, la Réunion, p. 34-40.
3. Saint Macary H., Chabalière P.-F., Medoc J.-M., Feder F., Bernard H. et Doelsch E. 2004. Agriculture durable, environnement et forêt – Risque environnemental, gestion agronomique, recyclage des déchets (REGARD). *In : rapport annuel 2003 CIRAD Réunion*. De Taffin, G. (éd.), Saint-Denis, la Réunion, p. 34-38.
4. Saint Macary H., Payet N., Feder F., Doelsch E., Chabalière P.-F., Medoc J.-M. et Guerrin F. 2005. Agriculture durable, environnement et forêt – Risque environnemental, gestion agricole, recyclage des déchets (REGARD). *In : rapport annuel 2004 CIRAD Réunion*. De Taffin, G. (éd.), Saint-Denis, la Réunion, p. 47-51.

5. Feder F., Saint Macary H., Doelsch E., Medoc J.-M., Guerrin F. 2006. Agriculture durable, environnement et forêt – Risque environnemental, gestion agricole, recyclage des déchets (REGARD). *In: rapport annuel 2005 du CIRAD à la Réunion*. Gay, J.-P. (éd.), Saint-Denis, la Réunion, p. 45-52.
6. Feder F., Saint Macary H. et Chopart J.-L. 2007. Comportement des nitrates dans les sols et pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. *In: le CIRAD à la Réunion en 2006*. Gay, J.-P. (éd.), Saint-Denis, la Réunion, p. 6-8.

2.6 Supports de formation

1. Saint Macary, H., Findeling, A., Feder, F. et Payet, N. 2008. Risque environnemental : cas des nitrates à la Réunion. Montpellier : CIRAD, diaporama (44 vues).
2. Saint Macary, H., Findeling, A., Feder, F. et Payet, N. 2010. Cours n° 6 : évaluation environnementale : 6.2 Illustration par le cas des nitrates à la Réunion. Rennes : UVED-CIRAD, diaporama (42 vues).
3. Saint Macary, H., Findeling, A., Feder, F. et Doelsch, E. 2010. Cours n° 6 : évaluation environnementale : 6.1 Risques agro-environnementaux liés aux matières organiques. Rennes : UVED-CIRAD, diaporama (26 vues).
4. Saint Macary, H., Feder, F. et Payet, N. 2012. Risques agro-environnementaux liés aux matières organiques. Illustration par le cas des nitrates à la Réunion : session 6. Gestion des risques environnementaux. *In: séminaire « Enjeux et conditions de la mobilisation de la matière organique issue des déchets (ménagers et organiques) dans les pays du Sud. Impacts agronomiques et environnementaux »*. CIRAD, PRASAC, ADEME, diaporama (40 vues), Douala, Cameroun, 2011/09/12-16.
5. Saint Macary, H., Findeling, A., Doelsch, E. et Feder, F. 2012. Risques agro-environnementaux liés aux matières organiques : session 6. Gestion des risques environnementaux. *In: séminaire « Enjeux et conditions de la mobilisation de la matière organique issue des déchets (ménagers et organiques) dans les pays du Sud. Impacts agronomiques et environnementaux »*. CIRAD, PRASAC, ADEME, diaporama (23 vues), Douala, Cameroun, 2011/09/12-16.
6. Doelsch, E., Saint Macary, H., Feder, F., Moussard, G. D., Chevassus-Rosset, Cl., Cazevielle, P., Bravin, M., Thuriès, L., Basile, I., Bottero, J. Y., Garnier, J.-M., Masion, A., Rose, J., Moustier, S., Gaudet, J.-P., Legros, S., Levard, Cl., Collin, Bl., Guigues, S., Van de Kerchove, V., Payet, N., Garnier, J.-N., Bracco, I., Badat, F. et Navarro, O. 2012. Contexte régional et enjeux agronomiques et environnementaux du recyclage en agriculture des boues à la Réunion : session 6. Gestion des risques environnementaux. *In: séminaire « Enjeux et conditions de la mobilisation de la matière organique issue des déchets (ménagers et organiques) dans les pays du Sud. Impacts agronomiques et environnementaux »*. CIRAD, PRASAC, ADEME, diaporama (14 vues), Douala, Cameroun, 2011/09/12-16.

2.7 Articles de presse et autre

À plusieurs reprises, j'ai été interviewé par des journalistes de la presse écrite et audiovisuelle de la Réunion. Je retiendrais les articles suivants :

- *Le grand paradoxe des sols réunionnais*. Deux pleines pages dans le *Journal de la Réunion*, supplément *De Natura* du 29/05/2009.
- *Une diversité inouïe sur une petite île*. Un tiers de page dans *Agronews*, n°2 de 11/2009.

TABLEAU 2.1 – *Données bibliométriques synthétiques extraites du Web of ScienceTM au 5 juin 2016.*

Nombre de publication de rang A	12
Nombre de publication dans des revues à comité de lecture sans facteur d'impact	4
Nombre total de publication dans des revues à comité de lecture	16
Nombre de publications comme premier ou second auteur	8
Nombre de citations total	153
Nombre de citations pour l'article le plus cité	58
Facteur H	6

- *Station d'épuration du Grand-Prado: Que faire des boues et des eaux épurées?* Trois quart de page dans *Le Quotidien* du 31/01/2011.
- *Utiliser les eaux épurées pour irriguer les champs.* Un quart de page dans *Agronews*, n° 4, 05/2011.

2.8 Données bibliométriques synthétiques

Les tableaux 2.1 et 2.2 présentent les données synthétiques extraites du Web of ScienceTM à la date du 5 juin 2016. Pour la moitié de ces publications, je suis premier ou deuxième auteur. Les autres situations reflètent principalement ma participation à des travaux de thèse pour lesquels je n'étais pas l'encadrant principal. Je suis auteur ou co-auteur de huit articles au cours des cinq dernières années (de 2012 à 2016 inclut), soit en moyenne 1,6 article par an.

Sur les douze articles de rang A, huit font partis du premier quartile dans leur domaine et deux articles du deuxième quartile; la majorité des articles sont donc publiés dans les meilleurs revues de leur domaine. Les domaines de publication sont nombreux (7) mais restent regroupés autour de la science du sol et de ses disciplines connexes.

TABLEAU 2.2 – Données bibliométriques synthétiques. Les facteurs d'impact et les quartiles sont ceux de l'année de publication.

Article	Année	Journal	Facteur d'impact	Rang	Quartile de la revue dans son domaine
Hodomihou <i>et al.</i>	2016	<i>Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement.</i>	0,46 *	63/81 215/223	Q4 Agronomy Q4 Environmental sciences
Feder <i>et al.</i>	2015	<i>Science of the Total Environment</i>	4,1 *	18/221	Q1 Environmental sciences
Wassenaar <i>et al.</i>	2014	<i>Agricultural Systems</i>	2,91	3/56	Q1 Agriculture, multidisciplinary
Feder	2013	<i>Catena</i>	2,48	6/34	Q1 Soil science
Alary <i>et al.</i>	2013	<i>Pedosphere</i>	1,38	20/34	Q3 Soil science
Legros <i>et al.</i>	2013	<i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i>	3,20	1/56 38/216	Q1 Agriculture, multidisciplinary Q1 Environmental sciences
Payet <i>et al.</i>	2009	<i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i>	3,13	1/45 29/181	Q1 Agriculture, multidisciplinary Q1 Environmental sciences
Feder and Findeling	2007	<i>European Journal of Soil Science</i>	2,73	2/30	Q1 Soil science
Trolard <i>et al.</i>	2007	<i>Clays and Clay Minerals</i>	1,37	7/25 10/30	Q2 Mineralogy Q2 Soil science
Feder <i>et al.</i>	2005	<i>Geochimica et Cosmochimica Acta</i>	3,90	3/55	Q1 Geochemistry and geophysics
Bourrié <i>et al.</i>	2004	<i>Clays and Clay Minerals</i>	1,12	13/55 11/23	Q1 Water resources Q2 Mineralogy
Feder <i>et al.</i>	1998	<i>Mineralogical magazine</i>	0,83	11/23	Q2 Mineralogy

* Facteur d'impact de l'année 2014.

CHAPITRE 3

ADMINISTRATION ET ANIMATION DE LA RECHERCHE

3.1 Administration de la recherche

3.1.1 Participation à des projets déposés

1. *Organo-mineral interactions : nanoscale mechanisms for carbon sequestration in soils (NanoSoilC)*. Projet coordonné par I. Basile-Doelsch (INRA, UR géochimie des sols et des eaux). Financement demandé à l'agence nationale de la recherche (France) dans l'appel d'offre Défi 1 (2016) ; le budget prévisionnel du projet est de 650 k€.

3.1.2 Coordonnateur principal de projets en cours

1. 2013–2030 : *Système d'observation et d'expérimentation sur le long terme pour la recherche en environnement consacré aux produits résiduels organiques à la Réunion (SOERE PRO RÉUNION)*. Projet coordonné par F. Feder et J.-M. Paillat (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par Veolia Eau, l'État et l'Europe (convention 11114D974000051) et AllEnvi ; le budget annuel du projet est de 330 k€.
2. 2016–2018 : *Intense Maraîchage*. Projet coordonné par F. Feder avec S. Simon et financé par le métaprogramme GloFoodS « Transitions pour la sécurité alimentaire mondiale » ; le budget du projet est de 35 k€.

3.1.3 Coordonnateur d'une tâche ou d'une action de projets en cours

1. 2013–2016 : *Externalités négatives de l'intensification des sols cultivés en milieu péri-urbain : méthodes et outils d'évaluation et pratiques alternatives*. Projet n° 03.GRN.05 coordonné par E. Hien (université de Ouagadougou) et financé par le CORAF/WECARD dans le cadre de l'appel à propositions de notes conceptuelles de projets « Recherche et développement sur la gestion des ressources naturelles » ; le budget du projet est de 485 k€.
2. 2016–2017 : *Mise en œuvre du volet « recherche scientifique » du programme national de biogaz domestique au Sénégal*. Projet coordonné par S. Legros et financé par le programme national de biogaz domestique au Sénégal ; le budget du projet est de 30 k€.
3. 2016–2019 : *Diagnosis of waste treatments for contaminant fates in the environment (Digestate)*. Projet coordonné par E. Doelsch (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par l'agence nationale de la recherche ; le budget du projet est de 690 k€.

3.1.4 Coordonnateur principal de projets terminés

1. *Biogéochimie des sols en interaction avec l'apport de déchets*. Projet coordonné par F. Feder (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par le CIRAD, la région Réunion et le FEOGA (2002–2006) ; le budget annuel du projet était de 50 k€.
2. *Évaluation des risques liés au transfert des polluants à travers les sols et vers les nappes*. Projet coordonné par F. Feder (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par le ministère de l'outre-mer et la Diren Réunion (2006–2009) ; le budget du projet était de 105 k€.
3. *Création et pilotage de systèmes de cultures adaptés aux risques environnementaux*. Projet coordonné par F. Feder (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par le CIRAD, la région Réunion et le FEADER (2008–2011) ; le budget annuel du projet était de 50 k€.
4. *Étude complémentaire portant sur l'impact de l'utilisation des eaux épurées sur les sols et le développement des végétaux*. Projet coordonné par F. Feder (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par la C1NOR (2010–2014) ; le budget du projet était de 285 k€.

3.1.5 Coordonnateur d'une tâche ou d'une action de projets terminés

1. *Méthodes d'évaluation de l'impact agronomique et environnemental du recyclage agricole des déchets agro-industriels. Contribution à la mise au point d'outils d'aide au suivi et à la planification des épandages d'effluents par l'étude des mécanismes biogéochimiques affectant la mobilité et la disponibilité des solutés dans les sols*. Projet coordonné par H. Saint Macary et S. Marlet (CIRAD, UR recyclage et risques et UMR G-eau) et financé par le Cirad dans le cadre de l'action thématique programmée ATP 2000/10 (2001–2004) ; le budget du projet était de 1095 k€.
2. *Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux : quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques (île de la Réunion) ?* Projet coordonné par E. Doelsch (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par l'ADEME dans le cadre du programme Gessol2 (2004–2008) ; le budget du projet était de 110 k€.
3. *Étude de la zone non saturée sur le site de La Mare*. Projet coordonné par M. Moulin (BRGM, la Réunion), financé par le conseil général et la DIREN Réunion (2004–2006) ; le budget du projet était de 10 k€.
4. *Les complexes organo-minéraux du sol : rôle sur la dynamique de séquestration du carbone*. Projet coordonné par I. Basile-Doelsch (université de Aix-Marseille III) et financé par le programme national ACI-FNS « ECCO (écosphère continentale : processus et modélisation) » (2004–2007).
5. *Run Innovation II*. Projet coordonné par Phytorem® et financé par la région Réunion, le fonds unique interministériel (2007–2010) ; le budget du projet était de 1300 k€.
6. *Intensification écologique des systèmes de production agricoles par le recyclage des déchets (Isard)*. Projet coordonné par H. Saint Macary (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par l'agence nationale de la recherche (France) dans le cadre de l'appel à projet Systerra 2008 (2009–2012) ; le budget du projet était de 960 k€.
7. *Gestion intégrée des résidus organiques par la valorisation agronomique à la Réunion (Girovar)*. Projet coordonné par T. Wassenaar (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par le ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche dans le cadre de l'appel à projet CAS-DAR 2010 (2010–2014) ; le budget du projet était de 287 k€.
8. *Création d'un réseau d'essais au champ pour l'étude de la valeur agronomique et des impacts environnementaux et sanitaires des produits résiduels organiques recyclés*

en agriculture (Réseau Pro). Projet coordonné par l'association de coordination technique agricole (Acta) et financé par le ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche dans le cadre de l'appel à projet CAS-DAR 2010 (2010–2014) ; le budget du projet était de 500 k€.

3.1.6 Expertises publiques et privés

1. *Agronomical impact of vinasse spreading in irrigated soils*. Expertise réalisée par F. Feder et J. Sansoulet (CIRAD, UR recyclage et risques) et financée par Sucre austral (2007, montant 12 k€).
2. *Étude de la faisabilité des rejets de l'installation de traitement des lixiviats de l'installation de stockage des déchets non dangereux de la CIVIS*. Tierce expertise du CIRAD réalisée par F. Feder (CIRAD, UR recyclage et risques) et financée par la CIVIS (2010, montant 5 k€).
3. *Effluents porcins aux Seychelles*. En 2011, j'ai intégralement construit le montage financier, partenarial et scientifique de cette expertise réalisée en 2012 par mon collègue J.-L. Farinet en collaboration avec deux experts de la DAAF et de la FRCA (fédération régionale des coopératives agricoles). Le montant total du projet est de 39 k€ financé par le fonds de coopération régional (FCR) et le programme opérationnel européen de coopération territoriale (POCT).
4. *Étude et dimensionnement d'une unité pilote de compostage à la compagnie sucrière du Sénégal, Richard Toll, Sénégal*. Expertise réalisée par J.-L. Farinet et F. Feder (CIRAD, UR recyclage et risques) et financée par la compagnie sucrière du Sénégal (2014, montant 9 k€).
5. *Étude de l'utilisation d'eaux usées épurées pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts à la Réunion*. Projet réalisé par M. Bravin, E. Doelsch et F. Feder (CIRAD, UR recyclage et risques) et financé par l'office de l'eau de la Réunion (2015) ; le budget du projet était de 16 k€.

3.2 Animation de la recherche

3.2.1 Responsabilités, management

De 2004 à 2011, j'ai été le responsable d'un technicien basé sur la station du CIRAD de la Bretagne et, de 2007 à 2011, j'ai également été le responsable scientifique de quatre à cinq techniciens basés sur la station du CIRAD des Colimaçons. Ces encadrements scientifiques consistaient à planifier, coordonner et organiser leurs activités puis à réaliser le suivi et la bonne réalisation de ces activités. De plus, j'assurais intégralement la responsabilité administrative de ces techniciens : gestion au quotidien des congés, des missions, des formations et gestion annuelle de leur parcours professionnel (entretien annuel obligatoire, perspectives d'évolution de carrière, etc.).

De 2009 à 2011, j'ai assuré les fonctions d'animation scientifique et administrative du programme PILMO regroupant les membres de l'unité de recherche basés à la Réunion (6 chercheurs, plusieurs doctorants et VCAT et 7 techniciens). Au niveau scientifique, cette tâche consistait à coordonner les synthèses des travaux de recherche de l'équipe et à les restituer semestriellement auprès de la direction régionale du CIRAD Réunion et des partenaires financeurs (État, conseil régional de la Réunion, département de la Réunion, autres partenaires scientifiques institutionnels et privés, etc.).

De 2009 à 2011, j'ai été membre du comité éditorial d'Agrowebs (le magazine semestriel du CIRAD Réunion). À ce titre, je sollicitais des auteurs, je participais aux choix des articles et je participais aux corrections aux différentes étapes de la réalisation du magazine.

3.2.2 Partenariats

Partenariats construits à la Réunion

Les partenariats que j'ai initié et développé ou entretenu au cours de mon parcours professionnel à la Réunion sont les suivants :

- le laboratoire Géosciences Réunion (université de la Réunion) ;
- l'UR Aïda (CIRAD) ;
- le BRGM de la Réunion ;
- les UMR LTHE (laboratoire d'étude des transferts en hydrologie et environnement), ECO&SOL, ECOSYS (anciennement UMR EGC) et CEREGE (centre européen de recherche et d'enseignement des géosciences de l'environnement) ;
- les sociétés Phytorem, Ecofilæ et Veolia Eau (Réunion).

Partenariats construits au Sénégal

Les partenariats que j'ai initié et développé ou entretenu au cours de mon parcours professionnel au Sénégal sont les suivants :

- le laboratoire national de recherches sur les productions végétales (LNRPV) de l'ISRA (institut sénégalais de recherche agricole) ;
- le centre pour le développement de l'horticulture (CDH) de l'ISRA (institut sénégalais de recherche agricole) ;
- la faculté des sciences et techniques de l'université Cheikh Anta Diop de Dakar ;
- l'UR Hortsys (CIRAD) ;
- l'UFR SVT de l'université de Ouagadougou ;
- le laboratoire d'hydraulique et de maîtrise de l'eau (LHME) de l'université d'Abomey-Calavi ;
- le programme national biogaz domestique du Sénégal (PNB-SN) du ministère de l'énergie et du développement des énergies renouvelables du Sénégal.

3.2.3 Participation aux réflexions scientifiques interne et externe

Depuis 2012, je suis co-responsable des animations scientifiques de l'unité « recyclage et risques », avec mon collègue T. Wassenaar. Notre tâche consiste à élaborer une stratégie annuelle, à rechercher des intervenants extérieurs et à organiser et animer tous les mois ces animations scientifiques. Les objectifs recherchés sont multiples, mais il s'agit principalement de créer une dynamique d'équipe autour de nos thèmes intégrateurs, de s'informer et d'échanger avec la communauté scientifique, voire d'imaginer et faire germer nos futurs projets de recherche intégrateurs.

3.2.4 Évaluation d'articles scientifiques

Depuis 2001, j'ai relu et évalué 17 articles pour les journaux suivants : Journal of Environmental Management (5), Journal of Arid Environment (2), Plant and Soil (2), Soil Research (continuing Australian Journal of Soil Research) (1), European Journal of Soil Science (1), African Journal of Agricultural Research (1), Journal of Geochemical Exploration (1), Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis (1), Archives of Agronomy and Soil Science (1), Polish Journal of Environmental Studies (1) et Vertigo, revue des sciences de l'environnement (1).

3.2.5 Évaluation de projets scientifiques

Depuis 2012, je suis membre du comité de sélection des projets proposés au fonds d'impulsion pour la recherche scientifique et technique (FIRST) du ministère de l'enseignement supérieur de la recherche du Sénégal. Je suis membre de deux commissions (agriculture et environnement). Tout les ans, j'évalue une trentaine de dossiers scientifiques au sein de chacune de ces commissions.

Depuis 2014, je participe, au nom du CIRAD, au comité de sélection des bourses de thèse et de post-doctorat du service de coopération et d'action culturelle (SCAC) de l'ambassade de France à Dakar. Pour la session de 2015, j'ai évalué et commenté près de 150 dossiers.

CHAPITRE 4

ACTIVITÉS D'ENCADREMENT ET DE FORMATION

4.1 Activités d'encadrement

4.1.1 Encadrements principal de thèses

1. Diallo, F. : *Impacts à long terme du recyclage des matières organiques en maraîchage*. Université Cheikh Anta Diop de Dakar. Thèse commencée le 1^{er} janvier 2016.
2. Hodomihou, R. N. : *Comment concilier l'intensification de l'agriculture périurbaine à l'aide d'intrants organiques et la préservation durable des agrosystèmes tropicaux?* Soutenance prévue au second semestre 2016 à l'université d'Abomey-Calavi (Bénin).
3. Diallo-Ntoma, R. : *Effets à long terme d'apports intensifs et répétés de matières organiques sur l'évolution des sols maraîchers de la région de Dakar (Sénégal)*. Soutenance prévue au premier semestre 2017 à l'université Cheikh Anta Diop de Dakar.

4.1.2 Référent scientifique de thèse pour une partie des activités de recherche

1. Bernard, H. (2004) : *Évaluation des risques de transfert d'herbicides dans les sols tropicaux de l'ouest de l'île de la Réunion*. Thèse de doctorat de l'université de Poitiers. Dans le cadre de cette thèse, j'ai appuyé le doctorant dans l'élaboration de ses protocoles de suivis et dans la mise en place de son expérimentation sur le terrain (La Saline, antenne d'irrigation 4).
2. Payet, N. (2005) : *Impact des apports de lisier sur un sol cultivé de la Réunion : étude expérimentale et modélisation des flux d'eau et de nitrate dans la zone non saturée*. Thèse de doctorat de l'université de la Réunion. Dans le cadre de cette thèse, j'ai participé avec le doctorant à la conception et la mise en place de son expérimentation sur le terrain (station des Colimaçons) puis à l'analyse et l'interprétation de ses résultats. Les références Feder *et al.* (2004), Payet *et al.* (2004, 2009) reflètent ce travail.
3. Legros, S. (2008) : *Évaluation multi-échelle de l'impact environnemental de l'épandage de lisier de porc sur un sol tropical (île de la Réunion) : spéciation et modélisation du comportement du cuivre et du zinc*. Thèse de doctorat de l'université de la Réunion. Dans le cadre de cette thèse, j'ai appuyé le doctorant pour la conception et la mise en place de son expérimentation sur le terrain (station des Colimaçons) puis à l'analyse et l'interprétation de ses résultats. L'article Legros *et al.* (2013) reflète ce travail.
4. Rabetokotany, N. (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 agronomiques et/ou énergétiques. Thèse de doctorat de l'université de la Réunion et de l'université d'Antananarivo.

Dans le cadre de cette thèse, j'ai appuyé la doctorante pour l'élaboration d'un outil de hiérarchisation et de classification des propriétés des matières organiques.

4.1.3 Participations à des comités de pilotage de doctorats

1. Pautremat, N. : *Conséquences du recyclage agricole de déchets agro-industriels liquides et fermentescibles sur la mobilité de métaux préexistants dans le sol (Fe, Mn, Cr, Ni) ; interactions entre transfert, microbiologie et réactivité géochimique abiotique*. Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse.
2. Bernard, H. : *Évaluation des risques de transfert d'herbicides dans les sols tropicaux de l'ouest de l'île de la Réunion*. Université de Poitiers.
3. Payet, N. : *Impact des apports de lisier sur un sol cultivé de la Réunion : étude expérimentale et modélisation des flux d'eau et de nitrate dans la zone non saturée*. Université de la Réunion.
4. Legros, S. : *Évaluation multi-échelle de l'impact environnemental de l'épandage de lisier de porc sur un sol tropical (île de la Réunion) : spéciation et modélisation du comportement du cuivre et du zinc*. Université de la Réunion.
5. Perrin, A. : *Évaluation environnementale des systèmes agricoles urbains en Afrique de l'Ouest : Implications de la diversité des pratiques et de la variabilité des émissions d'azote dans l'analyse du cycle de vie de la tomate au Bénin*. Université de Montpellier.
6. Rabetokotany, N. : *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 agronomiques et/ou énergétiques*. Universités de la Réunion et d'Antananarivo.
7. Nobile, C. : *Spéciation et phytodisponibilité du phosphore dans les sols tropicaux aménagés en PRO*. Université de la Réunion.

4.1.4 Encadrements de stages

1. Sevagamy, V. (2002) : *Caractérisation et aménagement de parcelles destinées à l'évaluation du risque environnemental des pratiques agricoles*. Mémoire du DESS « études d'impacts environnementaux ». Université Montesquieu, Bordeaux IV, 106 p.
2. Gosme, M. (2002) : *Agro-épuration des vinasses de distillerie sur l'île de la Réunion*. Rapport de stage de deuxième année d'ingénieur, ENSAR, Rennes, France, 83 p.
3. Calichiama, L. (2003) : *Transformations physico-chimiques et transfert de solutés dans un andosol liés à l'épandage d'un déchet organique*. Rapport de stage d'ingénieur-maître, IUP « environnement », département « environnement technologies et sociétés », 66 p.
4. Levrel, G. (2004) : *Dynamique et spécialisation des éléments traces métalliques (ETM) dans un sol volcanique tropical après épandage de boue de STEP*. Mémoire du DEA national de sciences du sol. Université H. Poincaré, Nancy I.
5. Olivier R. (2005) : *Étude d'une toposéquence dans l'île de la Réunion*. Rapport de stage de troisième année. INH, Angers, France, 31 p.
6. Bochu, V. (2006) : *Impacts de l'épandage d'un lisier de porc sur un Nitisol de l'île de la Réunion*. Mémoire de fin d'étude de l'école supérieure d'agriculture d'Angers, France.

7. Blondel, A. (2007) : *Caractérisation hydro-géochimique des différents types d'eaux dans les sols volcaniques de la Réunion*. Mémoire de deuxième année de master recherche « transfert-sol-aquifère », université d'Avignon.
8. Oliviero, A. (2009) : *Suivi des nitrates dans des sols à capacité d'échange anionique*. Mémoire de fin d'études ingénieur de l'ENESAD, spécialité agriculture, 45 p.
9. Vessière, H. (2010) : *La valorisation de la matière organique sur l'ouest de la Réunion : caractérisation des pratiques de fertilisation et hiérarchisation des risques de lixiviation des nitrates*. Mémoire de fin d'études de l'ISTOM, 121 p.
10. Roux, L. (2010) : *Caractérisation des sols par SPIR (spectrométrie proche infrarouge), suivi de la matière organique et des ETM dans les sols à la Réunion et comparaison de différents itinéraires techniques*. Mémoire de fin d'études d'école d'ingénieur de Purpan, 177 p.
11. Bièque, S. (2011) : *Impacts de l'utilisation d'eau usée épurée sur le sol et le développement de végétaux*. Mémoire de deuxième année pour le diplôme d'ingénieur AgroParisTech, 43 p.
12. Ashenafi, M. S. (2013) : *Adaptation d'un logiciel de pilotage de l'irrigation à la réutilisation des eaux usées*. Mémoire de deuxième année de master STIC et santé, spécialité « bioinformatique, connaissances, données », université de Montpellier II.
13. Diallo, F. (2013) : *Évaluation des risques de contamination des sols et des ressources en eau souterraine par les éléments traces métalliques dans les systèmes intensifs de production agricole périurbains recourant massivement aux produits résiduaux organiques dans la région de Dakar (Sénégal)*. Mémoire de première année du master « gestion durable des agro-écosystèmes horticoles », faculté des sciences et techniques, université Cheikh Anta Diop de Dakar, 17 p.
14. Thiam, M. (2013) : *Modèle de transport de solutés dans les sols avec évaluations des risques environnementaux*. Mémoire de master 2 de l'institut africain des sciences mathématiques (AIMS), Sénégal, 75 p.
15. Diallo, F. (2015) : *Arrières effets de la fertilisation organique des sols ferrugineux tropicaux dans la zone des Niayes sur les rendements des cultures maraichères*. Mémoire de deuxième année du master « gestion durable des agro-écosystèmes horticoles », université Cheikh Anta Diop de Dakar, faculté des sciences et techniques, 65 p.

4.1.5 Encadrements scientifiques directs de VCAT et de VSC

1. Robin, J.-G. (24 mois) : dans le cadre du projet d'évaluation des transferts de nitrates vers les nappes que j'ai coordonné, réalisation des prélèvements pédologiques, compilation des informations et synthèse cartographique.
2. Morel, J. (24 mois) : dans le cadre du projet RunInnovationII, suivi de l'expérimentation d'apports de lisiers de porc en bambouseraie à Saint-Joseph.
3. Simon, E. (20 mois) : dans le cadre du projet SOERE PRO RÉUNION, suivi de l'échantillonnage, gestion de l'instrumentation.

4.2 Activités de formation

C'est au cours de ma thèse qu'il m'a été offert l'opportunité de goûter à l'enseignement à travers des travaux pratiques en géologie à l'université de Bretagne occidentale. Par la suite, une fois au CIRAD, j'ai réalisé plusieurs modules d'enseignements à l'université de la Réunion et à l'université Cheikh Anta Diop de Dakar dans le domaine de la science du sol.

4.2.1 Université de Bretagne occidentale

En 1999 et 2000, j'ai élaboré et réalisé des travaux pratiques en géologie à l'université de Bretagne occidentale dans la licence de biologie coordonnée par L. Dabouineau. Au cours de ces travaux pratiques, j'ai enseigné aux étudiants comment décrire, caractériser et identifier des roches volcaniques, sédimentaires et métamorphiques. J'ai réalisé dix séances de travaux pratiques de trois heures.

4.2.2 Université de la Réunion

De 2005 à 2008, j'ai réalisé des enseignements en science du sol en licence et en maîtrise de biologie végétale : annuellement, trois cours magistraux de deux heures.

De 2001 à 2010, j'ai réalisé ponctuellement des enseignements au BTSA « gestion de l'irrigation » du lycée agricole de Saint-Paul.

En 2010, j'ai réalisé un enseignement au sein de la licence professionnelle « agriculture et développement durable » : deux cours magistraux de quatre heures.

4.2.3 Université Cheikh Anta Diop de Dakar

Depuis 2012, je suis responsable d'un module d'enseignement en science du sol au sein du master GEDAH « gestion durable des agro-écosystèmes horticoles » de la faculté des sciences et techniques de l'université Cheikh Anta Diop de Dakar au Sénégal. Je réalise environ seize heures de cours magistraux annuellement auprès des premières et deuxièmes années de ce master. En outre, je réalise un cours d'introduction à la science du sol (de quatre à huit heures annuellement) dans les masters AFECA (« agroforesterie, écologie et adaptation ») et BIOVEM (« biotechnologies végétales et microbiennes ») de l'université Cheikh Anta Diop de Dakar.

4.2.4 Autres formations dispensées

En 2010, j'ai réalisé une formation (huit heures) pour les agents de l'ONF de la Réunion. Il s'agissait de donner des bases en science du sol, d'expliquer la genèse et les propriétés des sols de la Réunion et d'apporter des réponses aux problèmes auxquels les agents de l'ONF avaient été confrontés.

En 2015, avec mes collègues du CIRAD à la Réunion, j'ai participé à la réalisation d'une formation sur plusieurs jours pour les agents de la DAAF de la Réunion (2015). J'ai intégralement réalisé trois modules :

- potentialité et fertilité des sols et rôle de la matière organique (une heure) ;
- pertes par érosion et lixiviation-lessivage (deux heures) ;
- présentation des expérimentations sur la station de La Mare (trois heures).

DEUXIÈME PARTIE :
MÉMOIRE DES TRAVAUX DE
RECHERCHE

CHAPITRE 5

ÉVOLUTION DES OXYDES DE FER ET DE LA GÉOCHIMIE DES EAUX DANS LES SOLS HYDROMORPHES

Au cours de mon stage de DEA en science du sol à Rennes, j'ai étudié la dynamique de la géochimie de la solution du sol dans les sols hydromorphes en Bretagne. En effet, près de 20 % de la superficie de la Bretagne présente des sols soumis à l'hydromorphie. De plus, leurs positions dans les paysages, souvent à l'interface avec le réseau hydrographique, exacerbe leur importance environnementale. Or, l'intensification des systèmes de production agricole et la forte concentration des élevages induisent des excédents en matières organiques structurels en Bretagne difficiles à résorber. La compréhension des processus géochimiques qui se déroulent dans les sols hydromorphes est donc primordiale pour comprendre les transformations des matières organiques et pour évaluer les impacts de leur recyclage.

J'ai poursuivi cette thématique durant ma thèse en la complétant par un suivi de l'évolution de la minéralogie des oxydes de fer caractéristiques de ces milieux. La modélisation des équilibres thermodynamiques de ces phases minérales avec la solution du sol m'apparaît comme un aboutissement dans la compréhension de ces dynamiques géochimiques. Avec le recul, je réalise que j'ai ainsi baigné, dès mes débuts, dans l'instrumentation et le suivi des paramètres du sol. Ce chapitre présente donc mes premiers travaux de recherche, encadrés par G. Bourrié et F. Trolard de l'INRA, et qui ont donné lieu à quatre publications à facteur d'impact (Feder *et al.*, 1998 ; Bourrié *et al.*, 2004 ; Feder *et al.*, 2005 ; Trolard *et al.*, 2007), cinq communications orales (Feder *et al.*, 1999b ; Klingelhöfer *et al.*, 1999a ; Bourrié *et al.*, 2000 ; Feder *et al.*, 2002 ; Bourrié *et al.*, 2002) et quatre communications sous formes de poster (Feder *et al.*, 1999a, 2000 ; Klingelhöfer *et al.*, 1999b ; Bourrié *et al.*, 2007).

5.1 Les processus d'oxydo-réduction dans les sols hydromorphes

5.1.1 Éléments de contexte

Les zones humides sont des écosystèmes reconnus pour leur intérêt écologique, du fait de leur diversité floristique et faunistique, mais également pour les services écosystémiques indéniables et nombreux qu'elles rendent ; elles font l'objet de la convention internationale de Ramsar (1971) dont la mission est leur conservation et leur utilisation rationnelle. En effet, les zones humides jouent notamment un rôle clef sur les plans hydrologiques et bio-géochimiques parce qu'elles sont à l'interface avec le réseau hydrographique. Les sols hydromorphes sont caractéristiques de ces zones humides et accumulent souvent la matière organique qui se dégrade lentement du fait de l'engorgement en eau et donc de la faible

diffusion de l'oxygène. Les tourbières représentent un terme ultime de cette accumulation de matières organiques. Lorsque les teneurs en matières organiques métabolisables sont suffisantes, l'oxygène dissous est consommé par les micro-organismes aérobies puis anaérobies facultatifs suivis par les micro-organismes anaérobies stricts. En effet, les réactions d'oxydo-réduction sont fondamentales dans la nature parce qu'elles sont la source d'énergie de tous les êtres vivants, qu'ils soient autotrophes ou hétérotrophes. Selon la séquence classiquement acceptée, les nitrates, le manganèse, le fer et les sulfates sont successivement utilisés comme accepteurs finaux d'électrons. Une fois les nitrates consommés, le fer devient l'élément le plus impliqué dans les processus d'oxydo-réduction qui se développent dans les sols hydromorphes car le manganèse présente habituellement de faibles concentrations dans les sols tempérés. Ces processus d'oxydo-réduction complexes sont donc à l'origine du potentiel épurateur des sols hydromorphes vis-à-vis des nitrates et des composés xénotiques essentiellement.

Cependant, les processus d'oxydo-réduction demeurent peu étudiés dans les écosystèmes. Non pas qu'ils soient anecdotiques, mais principalement du fait de la difficulté de mesurer et d'interpréter correctement le potentiel d'oxydo-réduction, d'une part et de préserver rigoureusement des conditions représentatives du milieu d'autre part. En effet, tous les couples d'oxydo-réduction ne sont pas susceptibles d'imposer un potentiel à une électrode à cathode métallique ; les couples où le fer intervient possèdent cette capacité vis-à-vis des électrodes de platine. De plus, plusieurs couples d'oxydo-réduction peuvent intervenir conjointement et rendent l'interprétation et la signification du potentiel mesuré, par rapport au potentiel de Nernst utilisé comme référence, délicate.

5.1.2 Objectifs de la thèse

L'objectif général de ma thèse était de comprendre la dynamique des processus d'oxydo-réduction *in situ* dans un sol hydromorphe ainsi que les équilibres thermodynamiques entre les phases minérales et la solution du sol. Pour cela, nous avons décliné en plusieurs objectifs spécifiques le déroulement de mon travail.

Ainsi, le premier objectif spécifique de ma thèse a été de mesurer les conditions géochimiques de la solution du sol et son suivi dans le temps. Bien que cela puisse paraître trivial, il a fallu imaginer, concevoir et mettre en place un dispositif pérenne et automatisé qui perturbe le moins possible le milieu et qui ne modifie pas les conditions d'oxydo-réduction lors de l'analyse *in situ* ou de prélèvement ponctuels. Le second objectif spécifique a été de caractériser les phases minéralogiques ferrifères *in situ* et leurs transformations dans le temps lors des modifications des conditions hydro-géochimiques suivies par ailleurs. Enfin, le troisième objectif spécifique a été de déterminer si certaines phases ferrifères spécifiques à ces milieux étaient à l'équilibre avec la solution du sol et contrôlaient la dynamique du fer en solution.

5.1.3 Les minéraux ferrifères dans les sols hydromorphes

Deux groupes de minéraux ferrifères, fondamentalement différents, coexistent dans les sols hydromorphes. Les minéraux silicatés, généralement argileux, proviennent essentiellement du substrat rocheux par altération hydrolytique ou simple micro-division. Ces minéraux ne sont pas spécifiques des sols hydromorphes mais ils sont une source de fer et potentiellement un puit. En effet, Stucki *et al.* (1984), Fanning *et al.* (1989), Komadel *et al.* (1995) et Drits & Manceau (2000) ont montré que ces minéraux étaient sensibles aux processus d'oxydo-réduction de part la modification du degré d'oxydation du fer structural. Par ailleurs, parmi les oxydes et oxy-hydroxydes de fer, les plus communs dans les sols hydromorphes sont les rouilles vertes (Feder *et al.*, 2005), la goëthite, la lépidocrocite et, dans une moindre mesure, la ferrihydrite (Cornell & Schwertmann, 1996). Contrairement aux

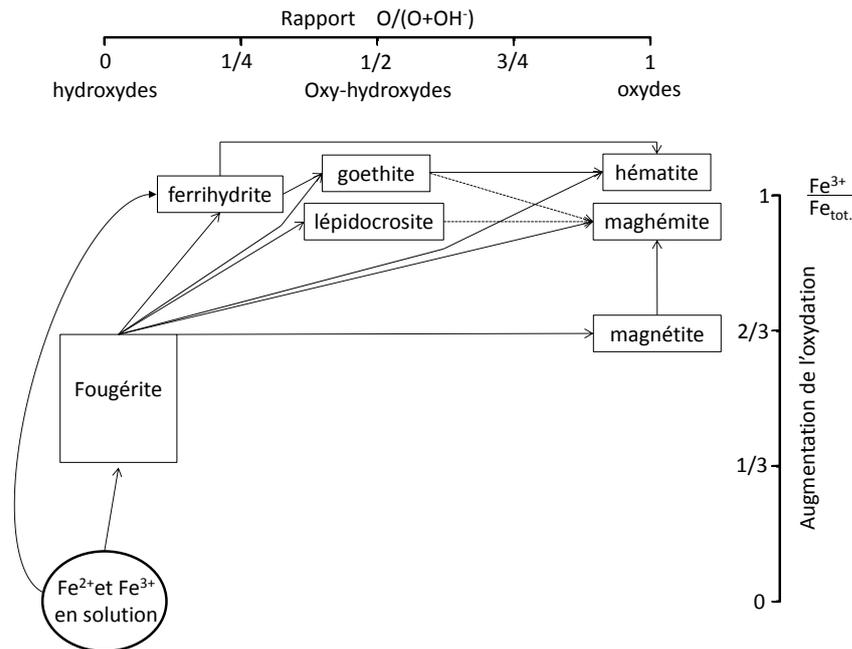
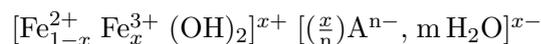


FIGURE 5.1 – Schéma de formation des oxydes de fer. En abscisse, de gauche à droite le ratio molaire $O/(O + OH^-)$ augmente. En ordonnée, le ratio molaire $Fe^{3+}/Fe_{tot.}$ augmente de bas en haut; d'après Trolard et al. (2007).

minéraux silicatés primaires, ces espèces sont labiles en milieu réducteur et se dissolvent en libérant du fer Fe^{2+} . La mobilité du cation Fe^{2+} est comparable à celle des alcalins ou des alcalino-terreux et le fer Fe^{2+} peut être, ainsi, aisément transporté et redistribué dans le paysage si le système est ouvert. Lorsque les conditions physico-chimiques sont oxydantes, ces minéraux ferrifères peuvent précipiter.

La figure 5.1 montre que la fougérite, minéral de la famille des rouilles vertes, est le précurseur des autres oxydes de fer rencontrés dans les sols hydromorphes (Cornell & Schwertmann, 1996 ; Trolard *et al.*, 2007). La fougérite est un hydroxyde lamellaire mixte de fer Fe^{2+} et de fer Fe^{3+} appartenant au groupe structural des pyroaurites (Bourrié *et al.*, 2004). Schématiquement, les rouilles vertes sont des feuilletés hydroxydes du type de la brucite $Mg(OH)_2$ mais composés de fer Fe^{2+} et de fer Fe^{3+} à la place du magnésium. Entre ces feuilletés chargés positivement du fait de charges supplémentaires induites par la présence de fer Fe^{3+} , des anions sont intercalés pour compenser ces charges. La formule structurale est idéalement :



où $x = Fe^{3+}/Fe_{tot.}$ et A^{n-} est un anion en position interfoliaire.

L'existence de rouilles vertes naturelles dans les sols a été démontrée, pour la première fois, à l'aide des spectrométries Mössbauer mais aussi Raman, au cours des études réalisées à Fougères sur le sol hydromorphe sous forêt étudié ici (Trolard *et al.*, 1997). L'occurrence de ce minéral naturel dans les sols est désormais prouvée sur différents types de matériaux parentaux (par exemple sur schiste et sur granite en Bretagne) ainsi que dans des conditions environnementales variées.

TABLEAU 5.1 – *Caractéristiques pédologiques du sol de Fougères.*

horizon	Si _{tot.}	Fe _{tot.} mmol.kg ⁻¹	Al _{tot.}	C	pH _{eau}	pH _{KCl}	A	LF	LG	S
								g.kg ⁻¹		
0 – 15 cm : horizon holo-organique	13897	209	824	6227	4,4	3,7	76	365	451	108
15 – 50 cm : horizon rédoxique	13636	210	830	2896	4,3	3,6	121	270	505	105
50 – 80 cm : horizon réductique	12707	324	961	386	4,6	3,7	144	195	366	294
80 cm et plus : arène granitique réductique	10926	623	1690	462	5	3,9	108	190	141	560

A = argiles (< 2 μm) ; LF = limons fins (2–20 μm) ; LG = limons grossiers (20–50 μm) ; S = sables (50–2000 μm).

5.2 Site d'instrumentation et méthodes de mesure

5.2.1 Le site expérimental de Fougères

Le hêtre, exploité en futaie, est l'essence dominante de la forêt domaniale de Fougères qui s'étend sur environ 1 500 hectares à 50 km au nord-est de Rennes. Le climat est océanique, la pluviométrie moyenne annuelle est de 900 mm tandis que les températures moyennes oscillent entre 5 et 18°C. Le site expérimental est situé sur le versant nord-est d'une vaste butte entaillée de talwegs rayonnants. Les sols se développent sur une arène granitique sablo-limoneuse surmontée d'une couverture limoneuse d'origine éolienne héritée de la dernière glaciation (tableau 5.1). D'amont en aval de ce versant, les sols bruns acides faiblement lessivés évoluent vers des sols dégradés à structure glossique formant ainsi une séquence d'alocrisols et de rédoxisols.

5.2.2 Instrumentation et suivi *in situ*

L'instrumentation mise en place sur le terrain est constitué d'un spectromètre Mössbauer miniaturisé pour caractériser les oxydes de fer, d'une sonde multiparamétrique destinée à l'acquisition de la physico-chimie de la solution du sol et d'un système de prélèvement de cette solution pour analyse chimique (figure 5.2).

Le spectromètre Mössbauer Mimos II

Le spectromètre Mössbauer que nous avons utilisé a été miniaturisé et développé pour la NASA et l'agence spatiale européenne. Il était donc initialement destiné aux missions spatiales vers la planète Mars et il a été spécifiquement adapté aux conditions et à l'environnement terrestre (Klingelhöfer *et al.*, 1999a). Pour utiliser le spectromètre sur le terrain, nous avons mis au point un dispositif destiné à recevoir et protéger le spectromètre. Trois parties forment ce dispositif :

- Un tube en PVC d'un diamètre de 20 cm, d'une longueur totale de 2 mètres aux trois quarts enfoncé verticalement dans le sol. Il est percé sur toute sa longueur de fenêtres en plexiglas au travers desquelles des spectres peuvent être acquis. Le spectromètre est placé sur une plateforme que l'on déplace dans le tube le long d'un guide et d'une tige filetée afin de le positionner précisément en face d'une des fenêtres pour acquérir un spectre Mössbauer du sol situé juste derrière au contact.
- Le tube est surmonté d'un boîtier étanche qui contient la carte d'acquisition des données à laquelle le spectromètre est relié. La programmation, le paramétrage et

la récupération des données se font en connectant un ordinateur portable sur cette carte électronique via un logiciel dédié.

– Les batteries sont placées dans un autre boîtier étanche placé au pied de ce dispositif. Afin d'acquérir un spectre de qualité suffisante, le spectromètre Mössbauer est positionné à une profondeur donnée pendant 3 à 4 jours. Deux fois par semaine, il est déplacé afin d'acquérir un nouveau spectre à une autre profondeur d'intérêt, notamment dans la zone de battement de la nappe.

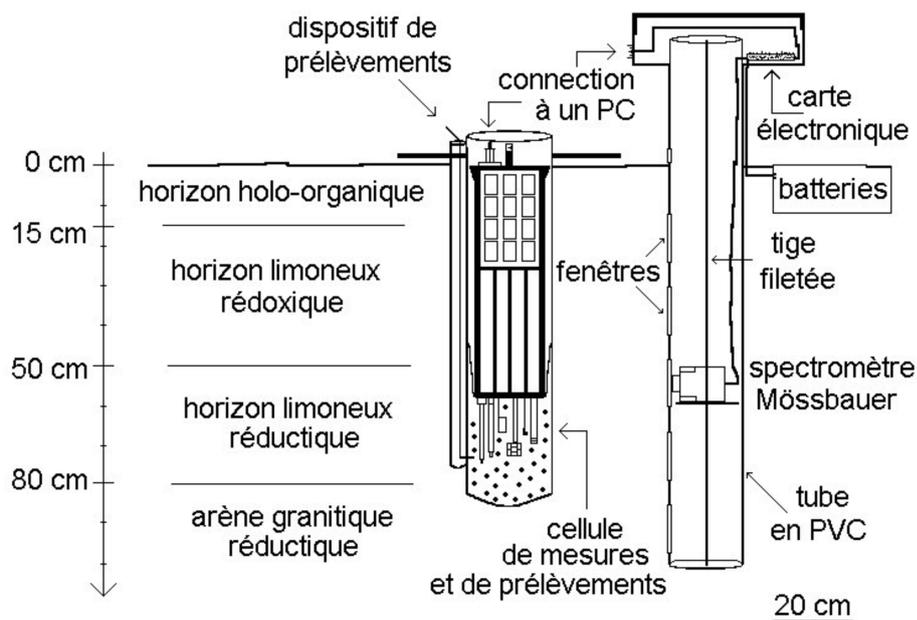


FIGURE 5.2 – Schéma du dispositif expérimental incluant le spectromètre Mössbauer et la sonde multiparamétrique en fonction de la profondeur des horizons pédologiques. La distance réelle entre les deux instruments est d'environ 1 mètre.

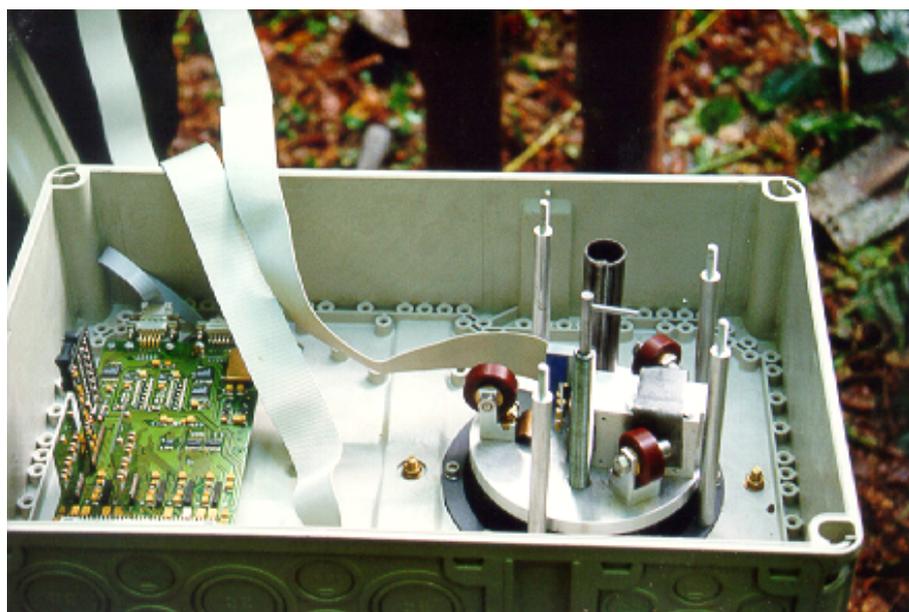


FIGURE 5.3 – Sur la droite, le spectromètre Mössbauer miniaturisé est présenté sur son chariot en haut du tube en PVC. Il peut être descendu dans le tube et reste relié à la carte d'acquisition (à gauche) par un câble plat.

Suivi de la géochimie des eaux

La sonde de mesure multiparamétrique se compose d'un cylindre en acier inoxydable de 80 cm de longueur pour 10 cm de diamètre. Originellement dédiée aux campagnes océanographiques, nous l'avons insérée dans un tube en PVC afin de protéger les électrodes et de créer une enceinte où sont réalisées les mesures et où sont faits les prélèvements de la solution du sol. Les capteurs suivants sont installés sur la face inférieure :

- une électrode pH combinée, avec système de référence XEROLYT® de Ingold ;
- une électrode rédox en platine combinée avec un système de référence XEROLYT® de Ingold et une électrode de référence Ag/AgCl ;
- une cellule de mesure de la conductivité électrique constituée de sept électrodes en titane disposées symétriquement dans un cylindre creux en céramique ;
- un capteur polarographique de type Clark pour mesurer l'oxygène dissous ;
- un capteur de température formé d'une résistance en platine protégée dans un tube perforé en acier inoxydable ;
- un transducteur de pression constitué par un produit piézorésistant alimenté par un courant constant.

Un agitateur est placé au milieu de ces capteurs ; il se programme pour être déclenché avant et pendant chaque série de mesure. Les fréquences d'acquisition et d'enregistrement des données sont programmables à l'aide d'un logiciel dédié.

Un dispositif complémentaire situé sur le côté du tube en PVC de la sonde permet de prélever les eaux libres précisément dans l'enceinte où sont effectuées les mesures physico-chimiques. Les analyses suivantes ont été réalisées :

- le fer Fe^{2+} et les sulfures totaux *in situ* avec un spectromètre UV-visible portable ;
- les anions et les cations majeurs au laboratoire, respectivement par chromatographie ionique et ICP-AES.

5.3 Résultats du suivi *in situ* de la minéralogie des rouilles vertes dans les sols hydromorphes

5.3.1 Les rouilles vertes caractérisées *in situ*

En l'absence de références préalables, le premier résultat significatif de ces travaux a été l'identification et la caractérisation des rouilles vertes naturelles directement sur le terrain. La figure 5.4 présente l'un des premiers spectres Mössbauer acquis en trois jours à la profondeur de 106 cm. Comme tous les spectres de rouilles vertes obtenus *in situ* à Fougères, celui-ci se décompose en une combinaison de trois doublets, partiellement superposés et nommés D1, D2 et D3. Les deux premiers correspondent à du Fe^{2+} tandis que le troisième correspond à du Fe^{3+} . Le pourcentage de chaque doublet calculé à partir de la courbe enveloppe représentant 100 % du fer, est utilisé pour calculer le ratio $x = \text{Fe}^{3+}/\text{Fe}_{\text{tot.}}$. Les paramètres hyperfins δ et ΔE_Q de ces doublets sont caractéristiques de ces rouilles vertes (Feder *et al.*, 2005). En outre, une analyse de tous les spectres acquis aux différentes profondeurs et au cours de toute notre étude montre une faible variabilité de ces paramètres hyperfins. Cela confirme la prédominance des rouilles vertes dans cet environnement et la constance des paramètres hyperfins malgré une stoechiométrie variable : $x = \text{Fe}^{3+}/\text{Fe}_{\text{tot.}}$ varie de 1/3 à 2/3 (Feder *et al.*, 2005 ; Trolard *et al.*, 2007).

5.3.2 Évolution avec la profondeur

Le ratio $x = \text{Fe}^{3+}/\text{Fe}_{\text{tot.}}$ calculé à partir des doublets des spectres, présente des valeurs remarquables avec la profondeur d'acquisition. En effet, les rouilles vertes identifiées

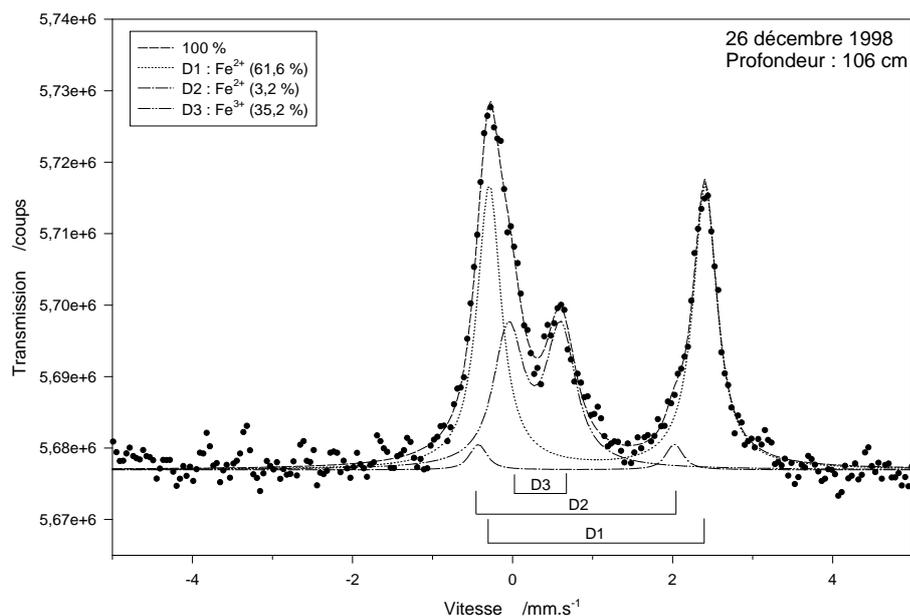


FIGURE 5.4 – Spectre Mössbauer acquis à 106 cm de profondeur le 26 décembre 1998.

couvrent toute la gamme possible de variation du ratio x . À la profondeur de 106 cm, les valeurs minimales et maximales du ratio x sont respectivement de 0,347 et 0,375 (moyenne de 0,361 pour les quatre spectres acquis entre décembre 1998 et avril 1999). Or, Feder *et al.* (2005) et Trolard *et al.* (2007) ont démontré que pour les rouilles vertes la valeur minimale de ce ratio x était de $1/3$. Ainsi, non seulement nos calculs du ratio x sont donc conformes aux limites théoriques mais en outre, nous sommes en présence des rouilles vertes les plus réductrices à cette profondeur de 106 cm. Inversement, à la profondeur de 48 cm, les valeurs minimales et maximales du ratio x sont respectivement de 0,607 et 0,667 (moyenne de 0,638 pour les trois spectres acquis entre novembre 1998 et mai 1999). Les rouilles vertes observées correspondent donc ici au pôle le plus oxydant de la solution solide où le ratio x prend la valeur maximale de $2/3$ (figure 5.5).

Ces caractéristiques sont cohérentes avec les observations faites sur le terrain. Au cours de l'hiver, la nappe est au plus haut et le sol est complètement et longuement engorgé à la profondeur de 106 cm. Les rouilles vertes sont ainsi plus proches du pôle réductique ($x = 1/3$; figure 5.5). En revanche, dans l'horizon limoneux rédoxique (15–50 cm de profondeur), le niveau de la nappe fluctue entre 30 et 50 cm de profondeur pendant le printemps créant ainsi des alternances de périodes oxydantes et réductrices. Les rouilles vertes identifiées à la profondeur de 48 cm sont ici proches de leur pôle le plus oxydé ($x = 2/3$). Entre ces deux profondeurs et ces deux pôles extrêmes, les rouilles vertes présentent des ratios x qui diminuent avec la profondeur de manière monotone. À 78 cm de profondeur, le ratio x prend la valeur moyenne de 0,6 puis entre 85 et 90 cm de profondeur, la valeur 0,5.

Le changement de valence du fer dans les minéraux n'est toutefois pas l'apanage des rouilles vertes. De nombreux travaux ont montré :

- que le fer pouvait changer de degré d'oxydation dans les argiles notamment dans les nontronites (Stucki & Tessier, 1991; Komadel *et al.*, 1995; Heller-Kallai, 1997);
- que ces réactions pouvaient être réversibles (Stucki *et al.*, 1984; Fanning *et al.*, 1989; Badaut *et al.*, 1992; Drits & Manceau, 2000).

En conséquence, la densité et la répartition des charges des feuillettes de ces minéraux sont modifiées. Les propriétés thermodynamiques sont donc différentes et les équilibres avec la solution du sol doivent être reconsidérés pour chaque espèce minérale.

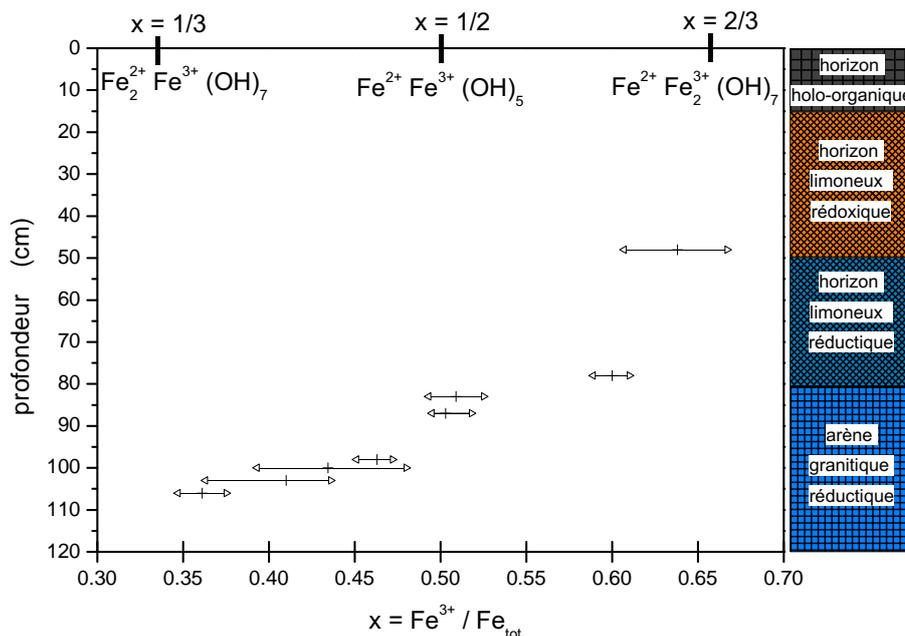


FIGURE 5.5 – Pour différentes profondeurs, valeurs moyennes, minimales et maximales du rapport $x = Fe^{3+} / Fe_{tot}$. des rouilles vertes identifiées et correspondance avec les différentes formulations d'oxy-hydroxydes mixtes de Fe^{2+} et de Fe^{3+} .

5.4 Géochimie de la solution du sol et équilibres thermodynamiques

Les concentrations des éléments majeurs de la solution du sol ont été utilisées afin de calculer les activités chimiques de chaque espèce en solution. En effet, en solution aqueuse, les espèces chimiques sont associées entre elles et forment des ions complexes. Il existe plusieurs logiciels tels PhreeQc, Minteq ou Chess qui utilisent des algorithmes pour calculer par itération une distribution des espèces chimiques présentes dans la solution pour les différents ions, en tenant compte des constantes d'équilibre de chaque complexe et ce, en fonction de la température. Quel que soit le logiciel utilisé, les variables à renseigner sont la composition chimique de la solution et les conditions physico-chimique du milieu (pH, Eh, température). Les principales différences entre ces logiciels sont dans la prise en compte de l'interface entre les phases solides et aqueuses et dans la base de données utilisée. Nous avons utilisé un logiciel plus ancien, mais aussi plus simple (Equil(T)), dont l'algorithme de calcul a été développé par Helgeson (1968) parce que nous n'avons besoin que de la spéciation en solution des différentes espèces chimiques.

5.4.1 Variation du pH et du potentiel d'oxydo-réduction

Notion de $p_{e,critique}$

Le pH et le potentiel d'oxydo-réduction sont, avec la température, les paramètres physico-chimiques essentiels pour décrire et comprendre les réactions chimiques en solution. Ainsi, les diagrammes de Pourbaix Eh-pH permettent une représentation des variations de ces paramètres pour une activité des espèces chimiques donnée. Toutefois, les réactions d'oxydo-réduction dans les sols sont parfois hétérogènes, c'est-à-dire qu'elles se produisent

TABLEAU 5.2 – Équations et données thermodynamiques des réactions standard utilisées dans la figure 5.6.

Réactions	pe ^{critique}		
	à pH=4	à pH=7	à pH=9
$1/4 \text{ O}_2(g) + \text{H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons 1/2 \text{ H}_2\text{O}(liq.)$	16,6	13,6	11,6
$1/8 \text{ NO}_3^- + 5/4 \text{ H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons 1/8 \text{ NH}_4^+ + 3/8 \text{ H}_2\text{O}$	9,24	5,4	2,85
$\text{NO}_3^- + 2 \text{ H}^+ + 2 \text{ e}^- \rightleftharpoons \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O}$	7,3	4,3	2,3
$1/2 \text{ MnO}_2 + 2 \text{ H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons 1/2 \text{ Mn}^{2+} + \text{H}_2\text{O}$	9,35	3,35	-0,65
$\text{Fe}_3(\text{OH})_8 + 8/3 \text{ H}^+ + 2/3 \text{ e}^- \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+} + 8/3 \text{ H}_2\text{O}$	17,7	5,7	-2,3
$\gamma \text{ FeOOH} + 3 \text{ H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+} + 2 \text{ H}_2\text{O}$	11,8	2,7	-3,41
$\alpha \text{ FeOOH} + 3 \text{ H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+} + 2 \text{ H}_2\text{O}$	10,0	1,0	-5,0
$1/8 \text{ SO}_4^{2-} + \text{H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons 1/8 \text{ S}^{2-} + 1/2 \text{ H}_2\text{O}$	-2,2	-5,2	-7,2

entre une phase solide et une phase aqueuse. Aussi, Sposito (1981) propose de se placer à un pH de référence donné (pH = 7) et de calculer la valeur du potentiel d'oxydo-réduction pour laquelle le rapport des activités des espèces réduites et oxydées est supérieur à un seuil fixé conventionnellement. C'est la notion de pe_{critique} où le pe est le logarithme du potentiel d'oxydo-réduction à l'image du pH.

Dans les réactions hétérogènes, les activités des phases solides sont prises égales à 1 et le pe_{critique} est défini comme la valeur à partir de laquelle l'activité de l'espèce aqueuse est supérieure à 10^{-7} . Pour les réactions homogènes, c'est-à-dire lorsque les phases sont identiques, la valeur seuil du rapport des activités espèce réduite/espèce oxydée est 10^6 .

Représentation dans un diagramme de Pourbaix

Le tableau 5.2 présente les réactions d'équilibre que nous avons considérées. Ces réactions d'oxydo-réduction sont les plus courantes dans les sols qui présentent des signes d'hydromorphie puisque dans les sols bien aérés les conditions restent oxydantes. Les pe_{critique} sont calculés pour différents pH étant entendu que le pH = 7 est la référence pour comparer ces réactions. Les mesures réalisées *in situ* sont présentées sur la figure 5.6 avec les droites d'équilibre des différentes réactions excepté pour le couple $\text{O}_2(g)/\text{H}_2\text{O}(liq.)$ situé hors du graphique. Par exemple, la droite correspondant au couple $\text{Fe}_3(\text{OH})_8/\text{Fe}^{2+}$ représente le seuil à partir duquel l'activité du fer dissous Fe^{2+} est supérieure à 10^{-7} . C'est donc la limite à partir de laquelle les rouilles vertes commencent à se dissoudre ou finissent de précipiter. La droite de l'équilibre $\text{SO}_4^{2-}/\text{S}^{2-}$ représente le seuil à partir duquel le rapport des activités $(\text{S}^{2-})/(\text{SO}_4^{2-})$ est supérieur à 10^6 . C'est donc la limite à partir de laquelle la réduction des sulfates est quasiment totale ou à partir de laquelle les sulfates commencent à apparaître.

La figure 5.6 se décompose en trois domaines distincts délimités par des lignes en pointillé et numérotés en chiffres romains, respectivement I, II et III et qui correspondent à ceux définis par Sposito (1981) à pH = 7 :

- le premier appartient aux sols modérément réduits où le pe présente des valeurs supérieures à 2 (soit $pe + \text{pH} > 9$);
- le second domaine correspond aux sols réduits avec $-2 < pe < 2$, c'est-à-dire lorsque $5 < pe + \text{pH} < 9$;
- le troisième domaine est défini par $pe < -2$ (*i.e.* $pe + \text{pH} < 5$); le sol est considéré comme très réduit.

La position des couples de valeurs Eh-pH mesurés *in situ* sont essentiellement dans le champ III, le domaine le plus réducteur. Quelques couples de mesures sont dans le champ

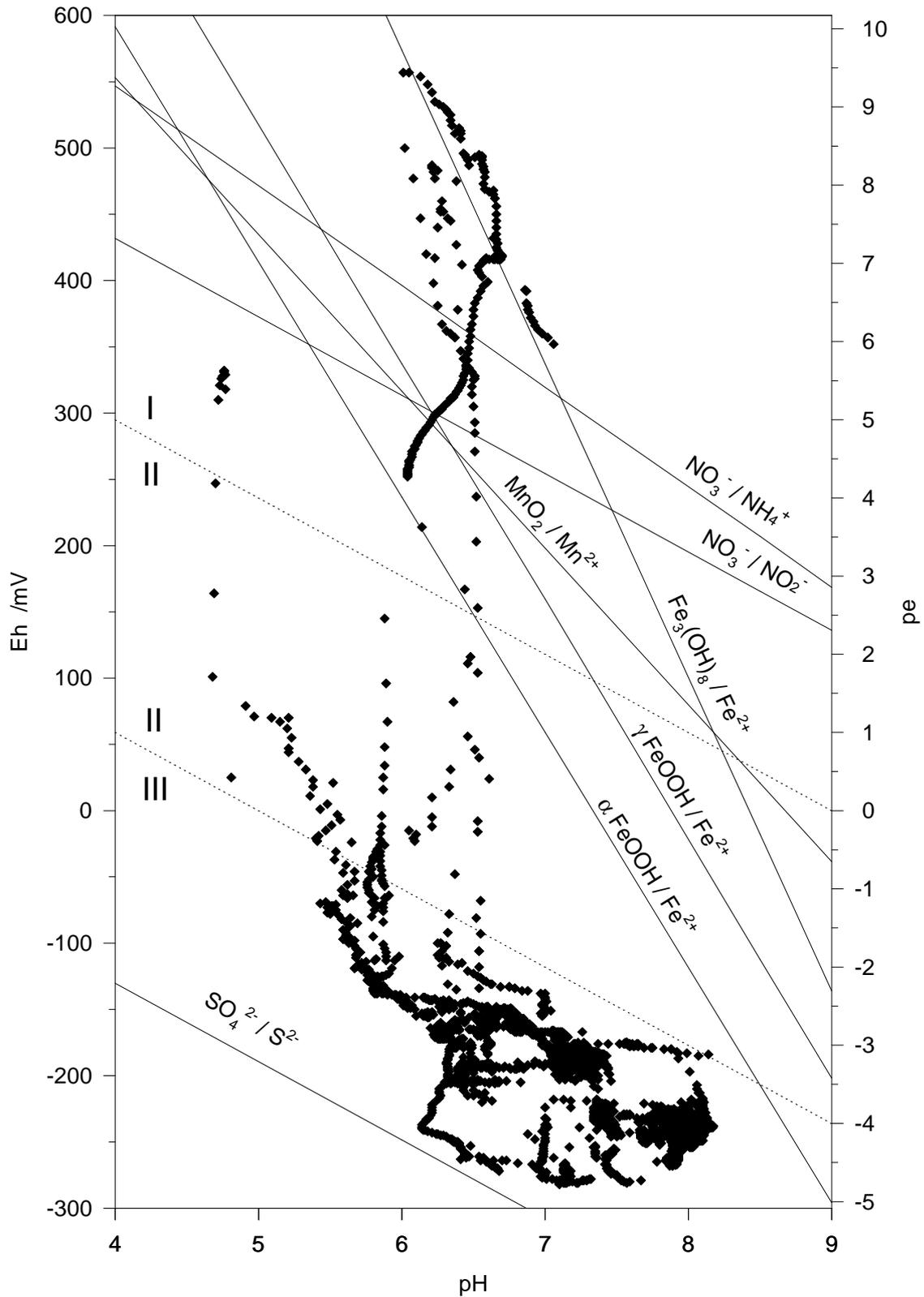


FIGURE 5.6 – Mesures des potentiels d'oxydo-réduction et du pH des eaux de la solution du sol au cours du temps ; les droites correspondent aux réactions d'équilibre pour les valeurs de pe_{critique} reportées dans le tableau 5.2.

TABLEAU 5.3 – Équations de réactions de la goëthite, de l'hydroxyde ferreux ainsi que de trois rouilles vertes, avec des rapports $x = 1/3, 1/2$ et $2/3$.

$\text{Fe}_2(\text{OH})_5 + 5 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons 2 \text{Fe}^{2+} + 5 \text{H}_2\text{O}$	$\text{pFe}^{2+} + 1/2 \text{pe} + 5/2 \text{pH} = 12,7$
$\text{Fe}_3(\text{OH})_7 + 7 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons 3 \text{Fe}^{2+} + 7 \text{H}_2\text{O}$	$\text{pFe}^{2+} + 1/3 \text{pe} + 7/3 \text{pH} = 9,4$
$\text{Fe}_3(\text{OH})_8 + 8 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightleftharpoons 3 \text{Fe}^{2+} + 8 \text{H}_2\text{O}$	$\text{pFe}^{2+} + 2/3 \text{pe} + 8/3 \text{pH} = 15,26$
$\gamma \text{FeOOH} + 3 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+} + 2 \text{H}_2\text{O}$	$\text{pFe}^{2+} + 3 \text{pH} + \text{pe} = 16,65$
$\alpha \text{FeOOH} + 3 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+} + 2 \text{H}_2\text{O}$	$\text{pFe}^{2+} + 3 \text{pH} + \text{pe} = 14,97$
$\text{Fe}(\text{OH})_2 + 2 \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+} + 2 \text{H}_2\text{O}$	$\text{pFe}^{2+} + 2 \text{pH} = 13,32$

II et un groupe se situe dans le premier champ, le domaine le plus oxydant. Plusieurs séries de points montrent des évolutions continues et rapides du potentiel d'oxydo-réduction, le pH restant constant. Ces basculements rapides entre les domaines très réducteur et oxydant s'observent lorsque la nappe est au plus bas (autour de 60 cm de profondeur pendant l'été 1999). En effet, pendant cette période, le sommet de la nappe est donc plus proche de notre profondeur de mesure (70 cm de profondeur) et les conditions sont plus oxydantes du fait de la proximité avec l'oxygène de l'air.

La droite d'équilibre du couple $\text{SO}_4^{2-}/\text{S}^{2-}$ correspond à la limite inférieure des couples de mesure Eh-pH. À l'inverse, le couple $\text{Fe}_3(\text{OH})_8/\text{Fe}^{2+}$ dessine la limite supérieure dans le domaine oxydant. Ces deux couples d'oxydo-réduction semblent ainsi contrôler, tamponner les évolutions du pH et du potentiel d'oxydo-réduction. En revanche, les autres droites d'équilibre sont traversées rapidement et les espèces chimiques correspondantes ne semblent pas jouer un rôle sur la géochimie de la solution du sol. Dans la partie suivante, nous allons donc rechercher quelles sont les phases ferrifères qui sont à l'équilibre, au sens thermodynamique, avec la solution du sol.

5.4.2 Équilibres thermodynamiques entre la solution du sol et les phases ferrifères

Pour calculer les équilibres entre les phases minérales et la solution du sol, nous avons utilisé les réactions d'équilibre et les produits d'activités ioniques de différentes phases ferrifères, dont les rouilles vertes avec trois valeurs du ratio x , $1/3$, $1/2$ et $2/3$ (tableau 5.3). La différence $\log Q - \log K$, où Q est le produit ionique et K , la constante d'équilibre, évalue ces états d'équilibre (figure 5.7) :

- lorsque $\log Q > \log K$, la solution est sur-saturée par rapport au minéral ;
- lorsque $\log Q = \log K$, la réaction est à l'équilibre ;
- lorsque $\log Q < \log K$, la solution est sous-saturée.

La figure 5.7 peut être découpée selon trois saisons similaires à celles mises en évidence précédemment. De février à mi-juillet 1999, la forme réduite des rouilles vertes $\text{Fe}_3(\text{OH})_7$ (*i.e.* $x = 1/3$) est la forme minéralogique la plus stable et ce, durant toute la période d'étude puisque la solution du sol est sur-saturée par rapport à ce minéral. De plus, la forme $\text{Fe}_2(\text{OH})_5$, où $x = 1/2$, ainsi que la goëthite αFeOOH sont deux espèces quasiment à l'équilibre. De mi-juillet 1999 à mi-octobre 1999, le niveau piézométrique de la nappe est au plus bas. Le pH est au plus bas, les potentiels d'oxydo-réduction mesurés sont élevés, les concentrations en fer Fe^{2+} sont très faibles et les solutions sont toutes sous-saturées par rapport aux minéraux, sauf la forme réduite des rouilles vertes $\text{Fe}_3(\text{OH})_7$. Enfin, de mi-octobre 1999 à juin 2000, en même temps que le niveau de la nappe remonte, le pH augmente, le potentiel d'oxydo-réduction diminue (autour de -250 mV contre -200 mV lors de la première saison). Les solutions du sol sont sur-saturées par rapport aux phases $\text{Fe}_3(\text{OH})_7$ principalement, $\text{Fe}_2(\text{OH})_5$ et αFeOOH secondairement.

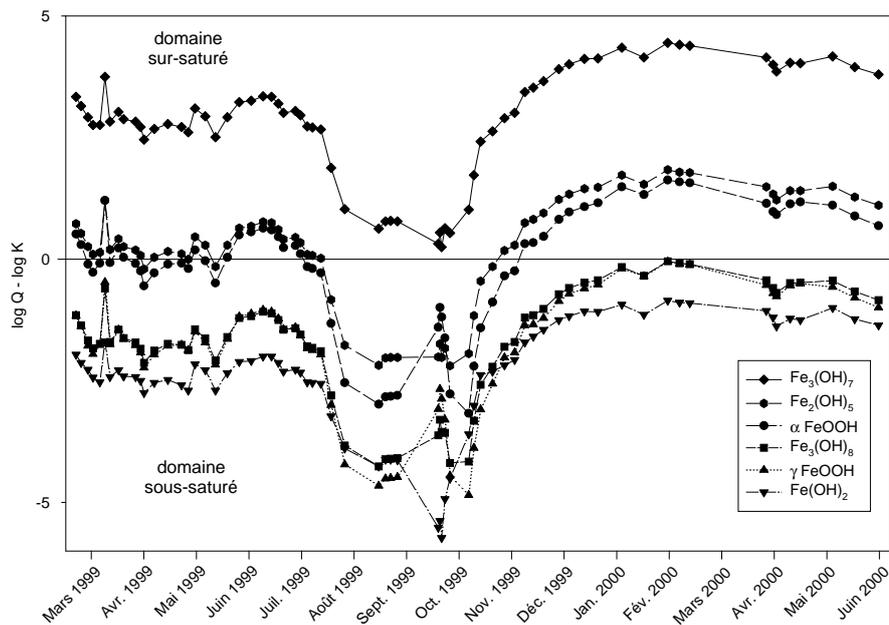


FIGURE 5.7 – Différence entre les logarithmes des produits ioniques Q et des constantes de stabilité K de plusieurs espèces ferrifères au cours de la période d'étude.

Ainsi, à la profondeur étudiée de 70 cm, les variations saisonnières du niveau de la nappe engendrent des modifications des conditions physico-chimiques (pH, potentiel d'oxydo-réduction, teneur en oxygène dissous) de la solution du sol. Celles-ci sont associées à des variations de la concentration en fer Fe^{2+} et modifient donc les équilibres thermodynamiques entre les phases ferrifères et la solution du sol. La forme réduite des rouilles vertes $Fe_3(OH)_7$ est toujours sur-saturée et peut précipiter.

5.5 Synthèse et conclusion

L'objectif général de ma thèse était de comprendre la dynamique des processus d'oxydo-réduction *in situ* dans un sol hydromorphe ainsi que les équilibres thermodynamiques entre les phases minérales et la solution du sol. En premier lieu, nous avons montré, par spectrométrie Mössbauer, que les rouilles vertes caractérisées *in situ* présentent des compositions chimiques variables. Leurs ratios $x = Fe^{3+}/Fe_{tot.}$ diminuent avec la profondeur passant de 2/3 à 48 cm de profondeur à 1/3 à 106 cm de profondeur. Ces résultats sont cohérents avec les observations ponctuelles du sol puisque les caractères rédoxiques sont présents dès 15 cm de profondeur et les caractères réductiques à partir de 50 cm de profondeur. Nous avons ensuite démontré que le fonctionnement hydrologique du site gouvernait les variations de la géochimie de la solution du sol selon un rythme saisonnier. Ainsi, en automne, en hiver et au printemps, lorsque le niveau piézométrique de la nappe est au plus haut, les mesures réalisées à 70 cm de profondeur montrent une faible teneur en oxygène dissous et un potentiel d'oxydo-réduction au plus bas ; les rouilles vertes les plus réductrices $Fe_3(OH)_7$ précipitent. En revanche, durant la période estivale, lorsque le niveau de la nappe diminue, la forme $Fe_3(OH)_7$ est à l'équilibre et les formes plus oxydées telle $Fe_2(OH)_5$ ne sont plus stables (sous-saturation). Ces résultats démontrent que la composition stœchiométrique des rouilles vertes est étroitement corrélée à la géochimie de la solution du sol expliquant ainsi, en fonction des paramètres physico-chimique et de la teneur en fer Fe^{2+} , leurs variabilités tant avec la profondeur qu'au cours du temps.

Le dispositif que nous avons mis en place s'est avéré correctement adapté pour répondre à nos objectifs ; nous n'avions alors pas de recul puisque c'était sa première utilisation dans ces conditions. Toutefois, l'acquisition de la géochimie de la solution du sol à différentes profondeurs (au lieu d'une seule) aurait permis :

- une meilleure compréhension des processus d'oxydo-réduction au cours du temps ;
- une plus grande précision dans les calculs des équilibres thermodynamiques et ainsi une meilleure cohérence spatiale avec les caractéristiques des phases minérales par spectrométrie Mössbauer.

En revanche, il aurait été impossible techniquement d'acquérir plus de spectres Mössbauer puisque l'instrument doit rester positionné plusieurs jours afin d'obtenir un spectre de qualité.

Ainsi, les sols hydromorphes sont le théâtre de processus d'oxydo-réduction complexes où la dynamique saisonnière du niveau de la nappe, et donc la profondeur d'engorgement des sols, joue un rôle majeur. Lorsque le potentiel d'oxydo-réduction varie de +550 à -300 mV et le pH de 5 à 8, plusieurs couples sont impliqués et différentes phases minérales de la famille des rouilles vertes sont à l'équilibre ou peuvent précipiter. Ces changements géochimiques et minéralogiques rapides sont exceptionnels dans les sols si l'on excepte les réactions chimiques avec les sels. Cette instrumentation *in situ* était donc indispensable pour les suivre. Les rouilles vertes sont ainsi les principales phases minérales ferrifères dans les sols hydromorphes, elles précipitent, s'oxydent ou se dissolvent très rapidement selon les propriétés du milieu et contrôlent ainsi la dynamique du fer en solution. La connaissance de ces processus peut favoriser une meilleure prise en compte et une meilleure gestion des zones humides par une définition plus précise de leur extension et de leur zone d'influence, deux caractéristiques variables au cours des saisons et du fonctionnement hydrologique des sites.

CHAPITRE 6

LE TRANSFERT DE CONTAMINANTS DANS LES SOLS DE LA RÉUNION À DIFFÉRENTES ÉCHELLES

Ce chapitre présente une synthèse de mes recherches menées après mes travaux de thèse sur la dynamique des processus d'oxydo-réduction dans les sols hydromorphes. Si la minéralisation de la matière organique est réduite dans ces sols, elle est toutefois à l'origine de nombreux processus géochimiques qui peuvent être exacerbés selon la nature et les quantités de matières organiques mises en jeu. Les apports anthropiques de matières organiques exogènes, notamment lors du recyclage agricole des déchets, correspondent à de telles situations puisque les quantités apportées sont importantes et leurs caractéristiques très variables. De plus, dans ce contexte, les matières organiques peuvent apporter des contaminants susceptibles de migrer entre les différents compartiments des agro-écosystèmes. Aussi, j'ai poursuivi mes recherches sur l'interaction entre la solution du sol, le vecteur principal des contaminants, et les phases minéralogiques dans le contexte du recyclage agricole des matières organiques sur les sols volcaniques et tropicaux de la Réunion. La première section de ce chapitre aura pour objectifs (i) d'établir un état des lieux du recyclage des matières organiques à la Réunion, (ii) de présenter les principales caractéristiques géologiques et pédologiques de la Réunion et (iii) de fournir les éléments de compréhension essentiels de la modélisation du transport et de l'adsorption que nous avons appliqué à l'étude de deux types de contaminants, les nitrates et les éléments traces métalliques. La deuxième section traitera des transferts de nitrates de l'échelle de la colonne de sol au territoire. La troisième section abordera la contamination des sols par les éléments traces métalliques (ETM) à travers l'expérimentation et la modélisation à l'échelle de la colonne et de la parcelle.

6.1 Contexte et problématique

6.1.1 Le recyclage des produits résiduels organiques en agriculture et à la Réunion

Les produits résiduels organiques (PRO) proviennent essentiellement des activités agricoles, urbaines et industrielles. Après l'essor des engrais chimiques au XX^e siècle, le recours aux PRO en agriculture se renforce en même temps que leurs nombreux effets bénéfiques sont redécouverts :

- ils sont une source notable d'éléments fertilisants et peuvent totalement ou partiellement se substituer aux engrais minéraux ;
- l'apport de PRO aux sols concourt à améliorer leur fertilité tant physique (Abiven

- et al.*, 2009) que chimique à long terme (Diacono & Montemurro, 2010) ;
- les PRO favorisent l'activité microbiologique des sols (Ros *et al.*, 2006) ;
 - le recyclage des PRO en agriculture présente un faible coût par comparaison avec d'autres filières de traitement (Veronica *et al.*, 2013).

Par ailleurs, avant leur recyclage en agriculture, les PRO peuvent être mélangés entre eux (par exemple afin d'équilibrer leur composition ou d'améliorer leur structuration physique finale), transformés (par compostage, etc.) ou être utilisés pour produire de l'énergie (par exemple du méthane) sans réduire certains effets bénéfiques pour les sols cultivés. Malgré ces avantages indéniables, les PRO souffrent toujours d'une image négative véhiculée par leur nature de déchets qui leur reste attachée mais également par la présence de contaminants de différentes natures.

Comme tout système complexe multifactoriel, le choix d'usage d'un PRO se raisonne en confrontant les avantages et les risques tout en respectant les contraintes réglementaires. Pour les PRO, en regard de leurs bénéfices, les principaux risques résultent de leur teneur en contaminants de différentes natures :

- les éléments traces métalliques (ETM) possède parfois cette ambivalence d'être des oligo-éléments nécessaires aux systèmes vivants et des éléments potentiellement toxiques même à de faibles concentrations. Les éléments les plus fréquemment suivis, notamment dans le cadre législatif¹, sont le cuivre, le zinc, le nickel, le chrome, le cadmium, le plomb et le mercure ;
- les contaminants traces organiques (CTO) dont les plus étudiés (également pour des raisons réglementaires) sont les PCB (polychlorobiphényles), les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), les dioxines et les furanes. Hormis pour les PCB qui sont des molécules synthétisées industriellement, ces CTO résultent d'une combustion souvent incomplète puis sont émis dans l'atmosphère et redistribués dans les écosystèmes. Selon les molécules considérées de ces familles très nombreuses², les effets biologiques négatifs avérés ou suspectés sont variables : perturbateurs endocriniens, cancérigènes, mutagènes, etc. ;
- les contaminants biologiques regroupent principalement les organismes pathogènes (virus, bactéries, etc.) et l'antibiorésistance. Qu'ils soient d'origine humaine ou animale, les pathogènes proviennent des excréments et induisent essentiellement des maladies digestives. Les antibiotiques résiduels présents dans les PRO contribuent à sélectionner et diffuser des bactéries résistantes ; le transfert de gènes résistants à d'autres bactéries amplifie ce problème.

Dans le contexte insulaire de la Réunion, le fort développement agricole et urbain des dernières décennies associé à un environnement physique contraignant (climat tropical, faible superficie, relief montagneux, espaces remarquables et protégés, etc.), génère de multiples difficultés pour le développement de la valorisation de ces PRO en agriculture. La méconnaissance des impacts de leur recyclage sur les écosystèmes a justifié de nombreux travaux de recherche au sein de l'équipe du Cirad de l'unité « recyclage et risque ». Si les sources et les puits de matières organiques apparaissent aussi diversifiées (figure 6.1) que les règles de décision des agriculteurs (Aubry *et al.*, 2006), une voire deux filières principales de valorisation monopolise les plus grands volumes pour un gisement donné.

1. Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.

2. Les PCB forment, par exemple, une famille de 209 composés aromatiques organochlorés dérivés du biphényle.

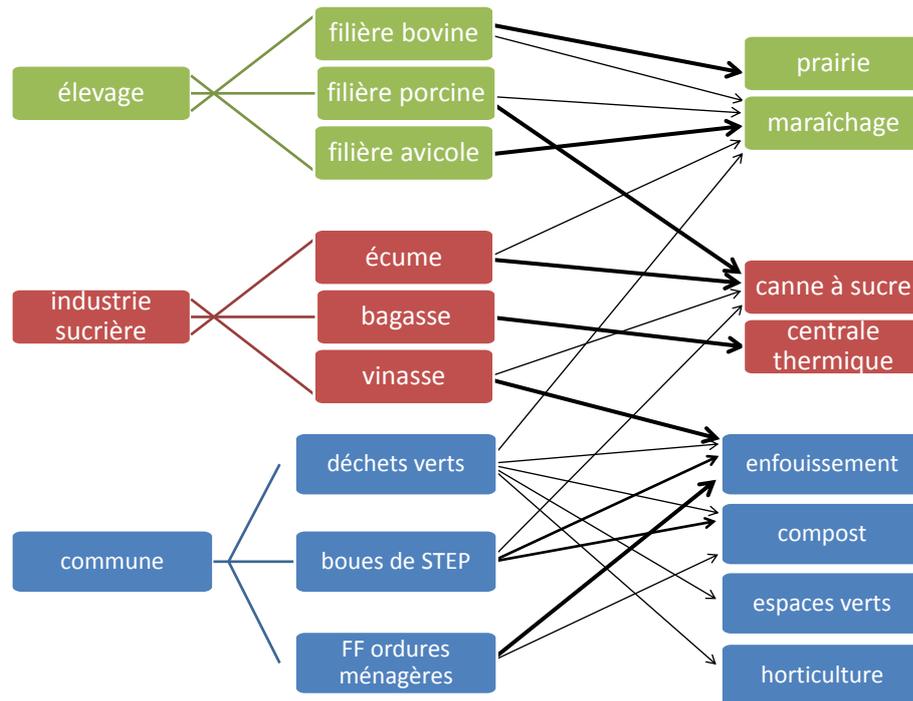


FIGURE 6.1 – Représentation des gisements de matières organiques selon leur origine et de leurs principales filières de valorisation à la Réunion.

6.1.2 La géologie et les informations pédologiques existantes à la Réunion

L'île de la Réunion est un stratovolcan intraplaque issu d'un point chaud et dont les laves sont essentiellement de composition basaltique. Elle est constituée des massifs du piton des Neiges et du piton de la Fournaise qui culminent respectivement à 3 069 et 2 631 mètres d'altitude. L'érosion particulièrement intense a entaillé l'île de profondes vallées et créé trois cirques volcaniques d'effondrement. Son sous-sol est hétérogène puisque les alternances de niveaux rocheux compacts et de bancs scoriacés sont entrecoupés de structures majeures (fractures, failles, sills et dykes³).

Dans cette zone non-saturée, la vitesse d'infiltration des eaux dépend essentiellement de la nature et de l'état des roches volcaniques. La recharge de la nappe phréatique de base provient principalement de ces flux souterrains depuis les reliefs puis des eaux d'infiltrations dans les alluvions et les cônes détritiques. Si les nappes perchées sont logiquement plus sensibles aux pollutions de surface d'origine anthropiques, depuis les années 2000, les nappes de base, éloignées donc des sources de contaminations, ont montré également des augmentations significatives de leurs concentrations en nitrates et en divers pesticides.

La couverture pédologique de l'île de la Réunion a été étudiée à diverses échelles et par différents auteurs depuis 1960 ; les travaux les plus significatifs sont :

- la carte de Riquier au 1:100 000 et sa notice (Riquier, 1960) ;
- la climatoséquence de Zebrowski (1975) ;
- les cartes de Raunet (1988 ; 1989 ; 1991b) et son ouvrage de synthèse (Raunet, 1991a).

Ces trois auteurs reconnaissent que les sols sont distribués selon une séquence altitudinale de grands types génétiques. En fait, cette séquence est aussi climatique puisque l'augmentation de l'altitude et de la pluviosité annuelle sont concomitantes avec la baisse des

3. Un dyke est un filon volcanique vertical traversant un encaissant en ayant profité d'une fracturation ; un sill est plutôt horizontal et ne recoupe pas de couche.

températures moyennes et de l'ensoleillement. Sur la zone ouest de l'île, les conditions climatiques moyennes extrêmes du littoral, 24°C et 500 mm/an, contrastent ainsi fortement avec celles des sommets, 10°C et 1700 mm/an. Riquier, Zebrowski et Raunet considèrent les termes les plus évolués de la couverture pédologique, c'est-à-dire pratiquement tous les sols pour Riquier (1960) et ceux situés vers le bas de la séquence pour les deux autres, comme des sols ferrallitiques au sens que l'on donnait à ce terme dans les années 1960 et qui sera repris dans leur définition par l'ancienne classification française (Aubert & Ségalen (1966) ; CPCS (1967)). L'analyse préalable de l'ensemble des informations pédologiques disponibles nous montre que l'amélioration de la connaissance de la couverture pédologique de l'île de la Réunion a été fortement conditionnée par les progrès de l'exploration géologique de l'île, notamment par les datations des phases du volcanisme, ainsi que par l'évolution propre à la science des sols, à ses méthodes d'analyses et à ses concepts. Les sols ont été d'abord considérés comme résultant d'un seul type de pédogenèse, la ferrallitisation (Riquier, 1960). Dans un second temps, l'andosolisation a été identifiée dans la partie haute des versants du massif du piton des Neiges et pour tous les sols les plus récents sur la massif du piton de la Fournaise. Avec Raunet (1988 ; 1989), l'extension des sols ferrallitiques a été réduite à son minimum car il ne s'est pas appuyé sur les valeurs du rapport K_i^4 . Par ailleurs, il a certainement identifié une incompatibilité de plus en plus flagrante entre l'âge des roches d'une part, et la possibilité que la ferrallitisation en ait affecté une épaisseur importante au cours de la pédogenèse, d'autre part. Dans l'ouest, le haut du versant est marqué, jusqu'à 900 mètres d'altitude par l'andosolisation. La podzolisation s'y superpose sous forêt entre 1600 et 1800 mètres d'altitude. Elle est certainement facilitée par l'existence d'une couche de phytolithes issus d'une végétation non actuelle de bambous (*Nastus borbonicus*) comme l'a montré Alarcon (1995). Cependant, elle correspond bien au développement de véritables horizons spodiques sous l'effet de la migration de composés organiques comme l'indiquait déjà Zebrowski (1975). La limite basse de l'andosolisation (900 mètres d'altitude) que proposait Zebrowski (1975) est nettement plus haute que celle proposée par Raunet (1991b) : en moyenne 700 mètres d'altitude. Le reste du versant est marqué par des teneurs en matière organique toujours fortes, mais qui vont en décroissant vers le littoral. C'est la saturation du complexe absorbant qui permet de distinguer une zone moyenne, où les Umbrisols dominent, d'une zone basse, domaine des Phaeozems et d'autres sols associés et minoritaires.

Si l'organisation des sols sur le flanc ouest du piton des Neiges en fonction de l'altitude est très didactique, les autres zones de l'île sont souvent plus complexes et la superposition d'une pédogenèse tropicale sur des roches mères volcaniques d'âges variables⁵ génère des sols très différents et aux propriétés atypiques et complexes.

6.1.3 La modélisation des flux d'eau et de solutés dans les sols

Le formalisme mécaniste de représentation des flux d'eau dans les milieux poreux tels que les sols est couramment utilisé et transposé dans de nombreux logiciels. Il nécessite la connaissance de peu de paramètres hydrodynamiques des sols (par exemple la conductivité hydraulique), mais surtout de la mesure précise de la pression matricielle, de la teneur en eau et des flux d'eau en entrée ou en sortie du système considéré. Armé de ces informations, les outils de modélisation mécaniste reproduisent avec précision les flux hydrodynamiques ou sont susceptibles de simuler des mesures manquantes. Aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle, j'ai utilisé ces modèles mécanistes avec deux objectifs principaux qui étaient (i) de valider les mesures des flux d'eau dans les sols et (ii) de simuler des événements non

4. Le rapport K_i correspond au rapport silice / alumine sur les résultats de l'analyse triacide couramment pratiquée alors.

5. En effet, les roches les plus anciennes, actuellement datées à 2,1 millions d'années, côtoient quasiment les éruptions actuelles.

mesurés (flux hydriques sur une longue période de temps, etc.). Les équations générales qui régissent les flux d'eau et par extension les flux de solutés sont rappelées ici.

La conservation de la masse d'eau dans un sol non saturé est représentée par l'équation suivante :

$$\frac{\delta\theta}{\delta t} = -\frac{\delta q}{\delta z}$$

où θ est la teneur en eau volumique ($L^3.L^{-3}$), t , le temps (T), q le flux d'eau ($L.T^{-1}$) et z , la profondeur (L) orientée positivement vers le bas. La variation au cours du temps de l'humidité égale donc la variation du flux d'eau en fonction de la profondeur.

Or, la loi de Darcy exprime le flux d'eau q ainsi :

$$q = -K(\theta)\frac{dH}{dz}$$

où K est la conductivité hydraulique ($L.T^{-1}$), fonction de θ et H , la charge hydraulique (L) définie par $H = h - z$ où h est la pression matricielle de l'eau dans le sol (L).

En couplant ces deux premières équations, les transferts d'eau dans les sols en condition non saturé peuvent ainsi être décrits et modélisés par l'équation de Richards modifiée pour prendre en compte également les prélèvements d'eau par la plante :

$$\frac{\delta\theta}{\delta h}\frac{\delta h}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left[K(\theta) \left(\frac{\delta h(\theta)}{\delta z} - 1 \right) \right] - S(z,t)$$

où S est un terme « puit » correspondant aux prélèvements d'eau par la plante (T^{-1}), fonction de la profondeur d'enracinement et du temps.

De la même façon que pour la masse d'eau, nous pouvons définir l'équation de la conservation de la masse d'un élément chimique M au cours du temps et selon la profondeur.

$$\frac{\delta M}{\delta t} = -\frac{\delta q_M}{\delta z}$$

$$\text{où } M = \theta C + \rho_d K_d C \quad \text{et } q_M = qC - \theta D \frac{\delta C}{\delta z}$$

avec C , la concentration de l'élément dans la solution du sol, ρ_d , la masse volumique du sol ($M.L^{-3}$), K_d , le coefficient de distribution de l'élément entre les phases aqueuses et solide ($L^3.M^{-1}$) et D , le coefficient de dispersion dans le sol ($L^2.T^{-1}$).

Ainsi, nous obtenons l'équation de transfert des solutés suivante :

$$\frac{\delta}{\delta t} (\theta C + \rho_d K_d C) = \frac{\delta}{\delta z} \left(\theta D \frac{\delta C}{\delta z} \right) - \frac{\delta}{\delta z} (qC) + \sum_{i=1}^n \varphi_i$$

où φ_i est un terme « puit » incluant les prélèvements par la plante et les autres transformations ($M.L^{-3}.T^{-1}$).

Le facteur retard R (figure 6.2) de l'élément chimique est ainsi défini :

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta}$$

Dans le cas particulier où l'élément chimique considéré n'interagit pas avec la phase solide, K_d vaut 0 et le facteur retard R vaut donc 1 signifiant qu'il n'y a pas de retard.

Dans le cas général, l'équation du transfert de solutés s'écrit également :

$$\frac{\delta}{\delta t} (R\theta C) = \frac{\delta}{\delta z} \left(\theta D \frac{\delta C}{\delta z} \right) - \frac{\delta}{\delta z} (qC) + \sum_{i=1}^n \varphi_i$$

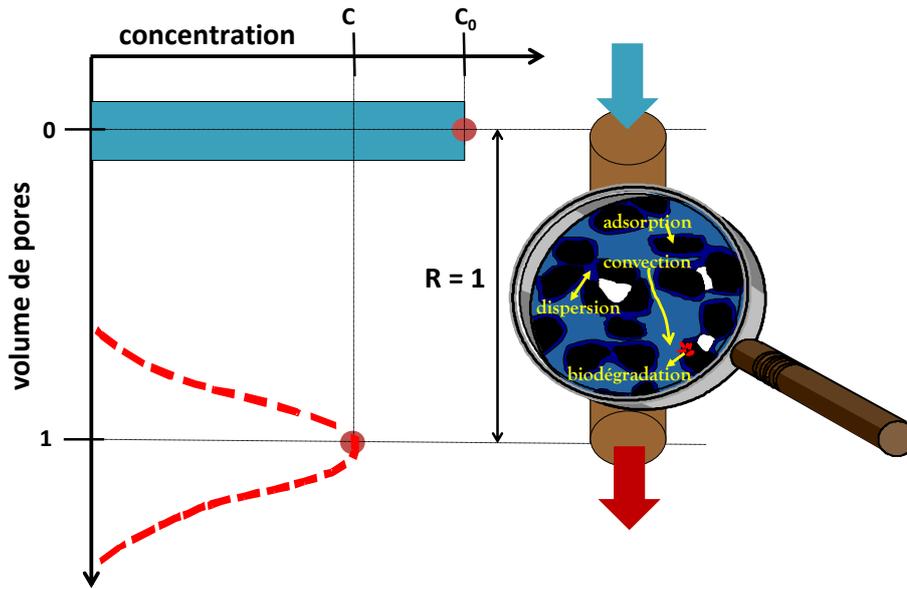


FIGURE 6.2 – Représentation d'un pulse d'injection d'un élément à la concentration C_0 en haut d'une colonne et de sa courbe d'éluion à l'exutoire à la concentration maximale C . Les aires restent constantes et il n'y a pas d'adsorption lorsque le facteur retard $R = 1$. La dispersion au sein du sol induit un élargissement de la base de la courbe d'éluion.

Ainsi, pour un élément en solution réactif avec la phase solide, dans un système sans plante et sans prendre en compte d'autres transformations, lorsque le régime hydrodynamique est permanent, R , θ , q et D sont constants et l'équation se simplifie :

$$R \frac{\delta C}{\delta t} = D \frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - v \frac{\delta C}{\delta t}$$

où v est une vitesse apparente moyenne de pore ($L.T^{-1}$).

6.1.4 Les transferts et l'adsorption des contaminants

Le cas des nitrates à la Réunion

Les nitrates correspondent à la principale forme d'azote assimilable par les végétaux. Ils proviennent de la nitrification de l'ammonium issu de la minéralisation de divers composés organiques (matière organique du sol, résidus de cultures, PRO apportés, etc.) ou d'apports directs (engrais, eaux d'irrigation, etc.). Très solubles dans l'eau, les nitrates sont habituellement peu retenus dans la plupart des sols parce que de nature anionique. Toutefois, les sols volcaniques possèdent des charges de surface positives, variables avec le pH et la force ionique de la solution du sol du fait de la présence de complexes organo-minéraux et de certains minéraux mal cristallisés tels la ferrihydrite ou l'allophane et l'imogolite spécifiques aux andosols. En raison de la présence importante d'oxydes de fer et d'aluminium, les sols tropicaux présentent également des charges de surfaces positives, permanentes pour certaines mais aussi variables avec le pH et la force ionique pour d'autres. Ainsi les sols de la Réunion offrent une capacité d'échange anionique et sont donc susceptibles d'adsorber significativement les anions.

Selon l'agence régionale de santé océan Indien, le pourcentage des captages présentant des teneurs en nitrates supérieures à 10 mg.l^{-1} est passé de 12 à 42 % de 1994 à 2008 ; les aquifères de la côte ouest jusqu'à Saint-Pierre sont les plus impactés. Ces pollutions sont d'origine urbaines (assainissement non collectif) et agricoles (Payet *et al.*, 2010).

Le cas des éléments traces métalliques

Bien que leurs concentrations soient très faibles, les éléments trace métallique (ETM) sont ubiquistes dans les roches. Pour les règnes animal et végétal, ils présentent parfois cette ambivalence d'être des oligo-éléments et des éléments toxiques. Dans les sols, les ETM sont principalement hérités de la roche mère ou d'origine anthropique : apportés par les engrais et les PRO, l'eau d'irrigation, la redéposition atmosphérique d'origine naturelle (volcanisme, feux de forêt) ou anthropique, etc.

Les principaux travaux menés à la Réunion par E. Doelsch ont porté sur l'identification des origines des ETM dans les sols et les PRO, leur spéciation en phase solide (Doelsch, 2010). J'ai apporté une contribution complémentaire à cette approche en étudiant leur transfert en conditions hydrodynamiques contrôlées de laboratoire ou en conditions réelles au champ. En effet, il était essentiel de comprendre les déterminants des transferts de cuivre et zinc dans les sols de la Réunion (§ 6.3, page 75). Ces deux éléments chimiques présentent en effet la particularité d'être ajoutés à l'alimentation des porcs puis d'être excrétés.

6.1.5 À travers les échelles étudiées, une approche multidisciplinaire

Au laboratoire, en colonnes de sol, il est aisé de maintenir des conditions contrôlées. Les variables hydrodynamiques peuvent être précisément mesurées à différentes profondeurs : les volumes d'eau apportés et recueillis, l'humidité et les pressions matricielles au sein des colonnes. La reconstitution dans les colonnes des sols remaniés garantit une excellente homogénéité mais nécessite de vérifier que leur fonctionnement hydrodynamique reproduit bien les conditions de terrain. En outre, l'installation de préleveurs sans tension de la solution du sol permet de suivre sa composition chimique. Enfin, une température constante et l'absence de plante réduisent les perturbations au cours de l'expérimentation. Au-delà du contrôle de ces paramètres, mes objectifs de recherche étaient de comprendre les processus qui gouvernent l'impact des PRO suite à leur apport sur un sol cultivé en terme de transfert des contaminants lors de flux hydriques imposés. Inversement, à la parcelle en conditions réelles, l'hétérogénéité du sol, la présence d'une culture, les pluviométries variables, etc. sont prises en compte. Les processus sont certes plus difficiles à dissocier et à étudier mais *a contrario* leurs interactions sont observées. La culture induit des modifications importantes dans la dynamique des PRO et des contaminants associés de part ses prélèvements d'eau et de nutriments.

L'échelle du territoire est progressivement apparue cruciale pour répondre aux enjeux liés aux risques de pollutions. En effet, à la Réunion et notamment sur le territoire de la côte ouest, l'intrication de l'habitat (avec son assainissement non collectif) dans les zones agricoles associé à un contexte hydrogéologique complexe ne permettant pas de découper l'espace en petits bassins versants et limite l'identification avec certitude des sources des pollutions. Aussi, mon approche a consisté à étudier spécifiquement la vulnérabilité des sols aux transferts des contaminants vers les aquifères. En effet, les travaux menés aux échelles des colonnes de sol et de la parcelle avait préalablement montré que le sol jouait toujours un rôle prépondérant dans les transferts des contaminants et notamment des nitrates. De plus, quelles que soient les vitesses de transfert d'un contaminant, lorsqu'il est conservatif, une fois la zone racinaire dépassée, celui-ci ne pourra que continuer à progresser pour contaminer les aquifères du sous-sol.

La suite de ce chapitre de présentation des résultats suivra les objectifs scientifiques que j'ai poursuivis :

- quels sont les déterminants du transfert des nitrates dans les sols et vers les aquifères de l'échelle de la colonnes de sol à celle du territoire ?
- quelles sont les modalités de contaminations des sols par les ETM aux échelles de la colonnes de sol et de la parcelle ainsi que sur de longues durées ?

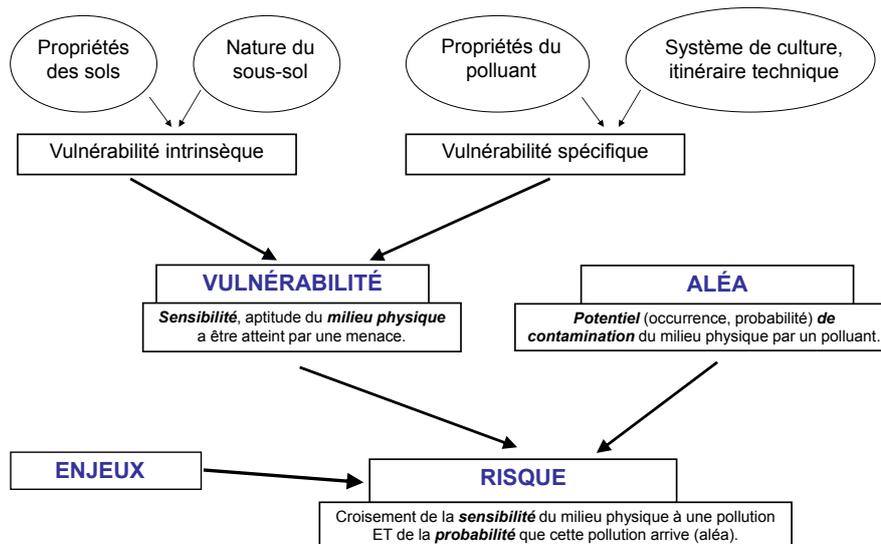


FIGURE 6.3 – Représentation schématique des concepts de vulnérabilité, d'aléa et de risque de transfert d'un polluant vers les aquifères.

6.2 Les transferts de nitrates de l'échelle des colonnes de sol au territoire

La problématique de la pollution par les nitrates est complexe notamment du fait des différentes échelles auxquelles les études doivent être menées. En effet, ce sont en premier lieu les processus microbiologiques dans le sol qui interviennent dans le cycle de transformation de l'azote et donc de la production, voire de la disparition, des nitrates. À l'échelle de la parcelle, les processus prépondérants sont les prélèvements par les cultures, les pertes par volatilisation ou par lixiviation. Enfin, à l'échelle territoriale ou du bassin versant, au delà des aspects de gestion des intrants, les transferts dans le sous-sol aboutissent à l'identification des pollutions en nitrates dans les cours d'eau ou les aquifères.

Les résultats présentés dans cette section ont fait l'objet de cinq publications dans des revues à comité de lecture et à facteur d'impact (Feder & Findeling (2007), Payet *et al.* (2009), Alary *et al.* (2013), Feder (2013), Feder *et al.* (2015)), neuf communications orales et cinq communications poster dans des congrès internationaux.

6.2.1 Compétition entre les nitrates et les chlorures pour l'adsorption et la lixiviation dans deux types de sols de la Réunion

Expérimentation en colonnes de sol remanié avec un nitisol

Le nitisol a été prélevé sur la station du Cirad de La Mare. Dans trois larges colonnes de 37,5 cm de diamètre, nous avons reconstitué les deux horizons de sol (0–45 et 45–85 cm) en respectant les densités apparentes mesurées *in situ*. Deux apports de lisier de porc ont été réalisés sur les colonnes C1 et C2, la troisième colonne C3 servant de témoin ; les apports d'eau ont été réalisés régulièrement afin de reproduire le régime hydrique annuel de cette zone. À 17, 30, 55 et 80 cm de profondeur, chaque colonne a été équipée de tensiomètres pour mesurer le potentiel matriciel de l'eau dans le sol et de sondes TDR⁶ pour mesurer l'humidité volumétrique. Aux mêmes profondeurs, la solution du sol est échantillonnée par des préleveurs sans tension. À l'exutoire, le flux d'eau est également mesuré et prélevé.

6. Time Domain Reflectometry : réflectométrie dans le domaine temporel.

Les mesures ont été enregistrées toutes les 10 secondes. Les mesures des flux entrants et sortants sont confrontées aux calculs des flux d'eau aux différentes profondeurs au sein de la colonne réalisés avec l'équation de Richards et les mesures d'humidité et de potentiel hydrique. Compte-tenu des propriétés très proches des ions nitrates et chlorures et de leurs présences dans le lisier apporté, nous avons systématiquement suivi leurs concentrations en solution aux différentes profondeurs.

Les trois colonnes présentent une dynamique de l'eau similaire attestée par des écarts sur les mesures d'humidité volumique inférieurs à $0,03 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$. Toutefois, avec la profondeur, les facteurs retard augmentent pour les chlorures et diminuent pour les nitrates (figure 6.4). À 17 cm de profondeur, le facteur retard des chlorures est proche de 1 volume de pores (VP) (en moyenne pour les deux colonnes et les deux apports) indiquant l'absence d'adsorption entre 0 et 17 cm. Avec la profondeur, l'adsorption des chlorures augmente linéairement puisque le facteur retard atteint la valeur de 2 VP à 85 cm de profondeur. En revanche, pour les nitrates, non seulement il n'existe pas de relation linéaire avec la profondeur mais les facteurs retard sont différents pour les deux apports de lisier (figure 6.5). En effet, à 17 cm de profondeur, le facteur retard est de 4,9 VP pour le premier apport de lisier et de 3,5 VP pour le second apport de lisier. À partir de 30 cm de profondeur, le facteur retard diminue linéairement jusqu'à atteindre des valeurs proches de celui des chlorures. Cette forte différence entre les deux anions s'explique par l'absence nativement de nitrates dans les lisiers apportés, contrairement aux chlorures. En effet, les nitrates sont produits par la nitrification du lisier selon une cinétique du premier ordre :



Dans l'horizon de surface, le facteur retard des nitrates n'est donc qu'apparent puisque, contrairement aux chlorures, il intègre deux composantes : l'adsorption sur le sol et la nitrification du lisier. Les mesures du pH et de la concentration en ammonium dans la solution du sol (figure 6.6) montrent que la nitrification est rapide et complète dès 17 cm de profondeur. Une fois ce processus achevé, les nitrates sont lixiviés en profondeur. Toutefois, jusqu'à l'exutoire de la colonne, le calcul du facteur retard des nitrates intègre ce décalage initial.

À la profondeur de 85 cm, les facteurs retard des nitrates et des chlorures se rejoignent (figure 6.5). Or, bien que les nitrates aient été produits par nitrification, leur retard vis-à-vis des chlorures s'est progressivement amoindri avec la profondeur. En effet, les chlorures précèdent les nitrates et présentent une affinité pour l'adsorption légèrement supérieurs à celle des nitrates (Katou *et al.*, 1996) saturant ainsi préférentiellement les sites d'échange disponibles. Le transfert des nitrates est donc indirectement favorisé du fait principalement de cet asynchronisme.

À la profondeur de 17 cm, les facteurs retards pour les nitrates sont significativement différents entre le premier et le second apport (figure 6.5). Les courbes d'élution montrent une dispersion plus faible indiquant une nitrification plus rapide ou plus efficace. En effet, les apports répétés de matières organiques améliorent le fonctionnement microbiologique des sols (Diacono & Montemurro, 2010) et notamment les processus de nitrification (Müller *et al.*, 2003).

Expérimentation en colonnes de sol remanié avec un cambisol andique

Une expérimentation très similaire a été menée avec un cambisol andique prélevé dans les hauts de l'ouest de la Réunion à 800 m d'altitude au coeur de la toposéquence caractérisé par Feder *et al.* (2006). Dans trois colonnes de 37,5 cm de diamètre, nous avons reconstitué deux horizons de sol (0–40 et 40–100 cm). Un lisier de porc a été apporté sur deux d'entre elles, la troisième servant de témoin, et des apports d'eau ont été réalisés régulièrement afin

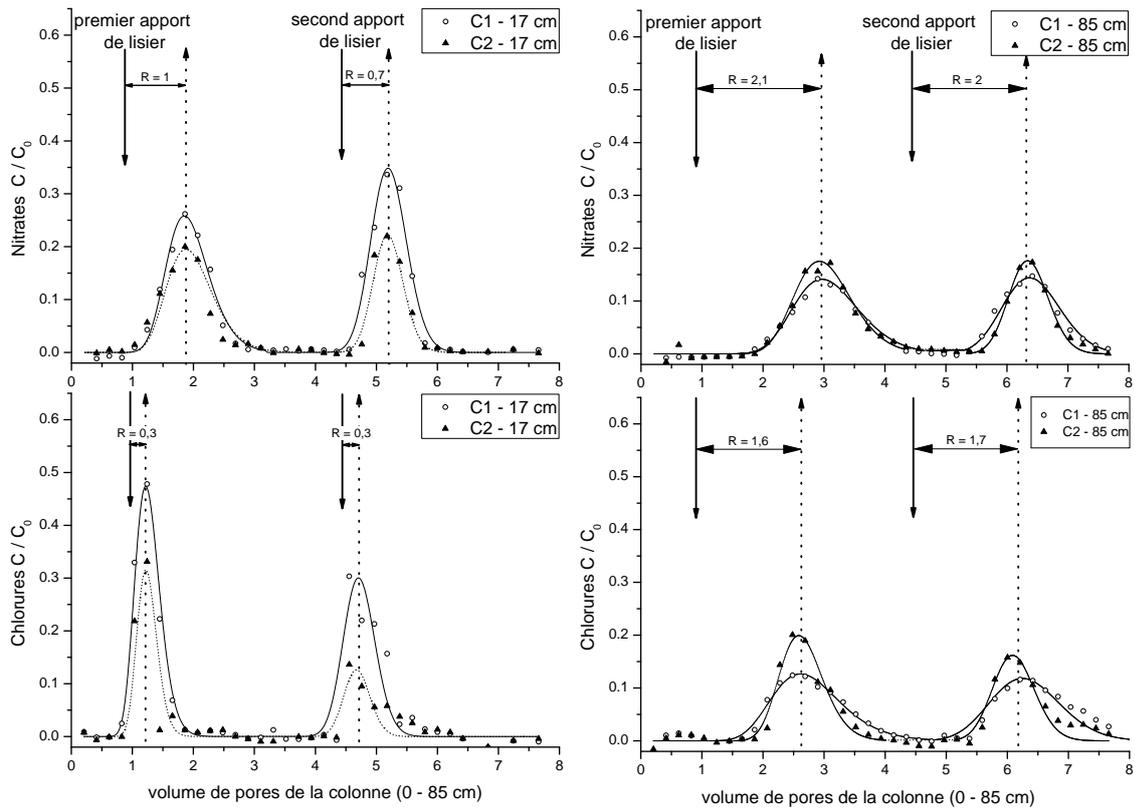


FIGURE 6.4 – Courbes d'élution des nitrates (en haut) et des chlorures (en bas) à 17 cm de profondeur (à gauche) et à l'exutoire (à droite) des colonnes C1 et C2 après les deux apports de lisier. Les flèches en pointillés passent par les valeurs moyennes des pics d'élution de C1 et de C2. Les facteurs retard R correspondent aux écarts entre les flèches pleines et en pointillées, exprimés en volume de pores (de toute la colonne).

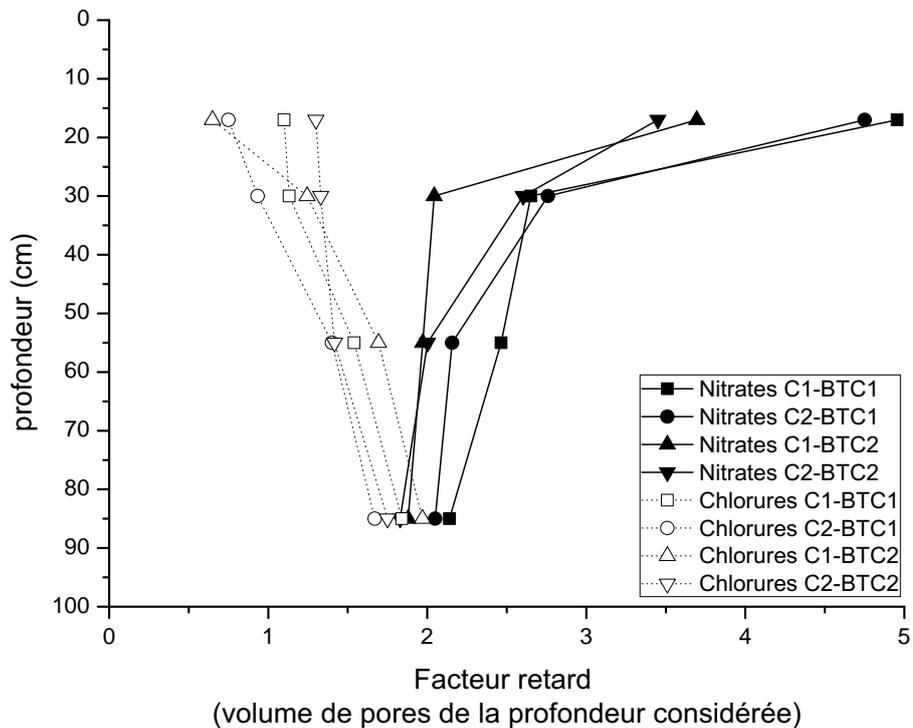


FIGURE 6.5 – Facteurs retard des nitrates et des chlorures en fonction de la profondeur pour le premier (BTC1) et le second (BTC2) apport de lisier, pour les colonnes C1 et C2.

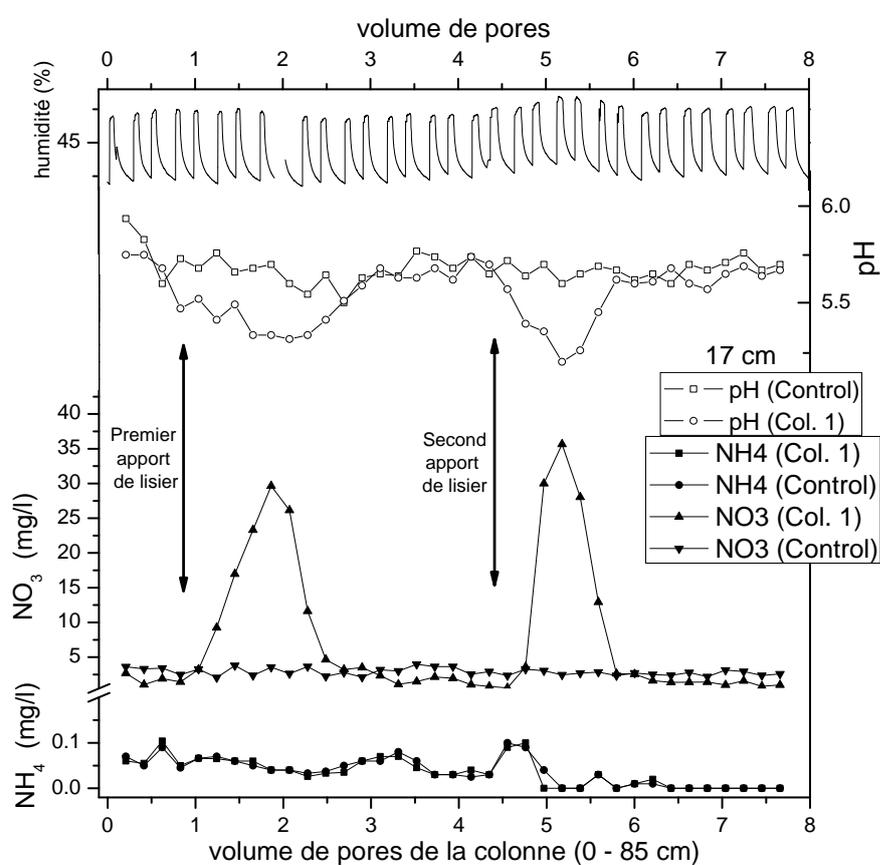


FIGURE 6.6 – À 17 cm de profondeur, évolution du pH, de l'humidité du sol et des concentrations en nitrates et ammonium.

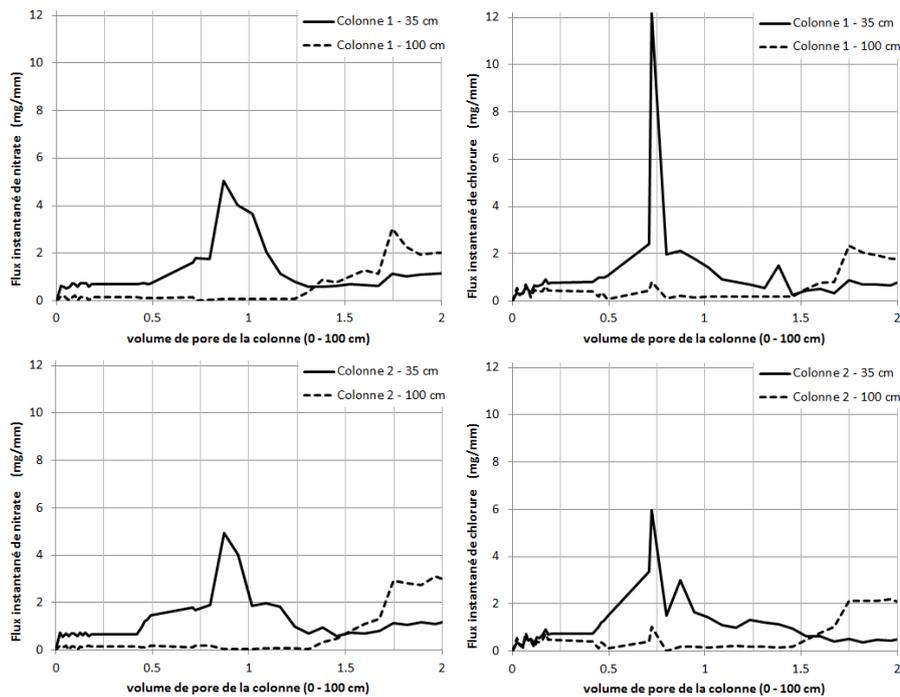


FIGURE 6.7 – Flux instantanés des nitrates (à gauche) et des chlorures (à droite) à 35 cm de profondeur (traits pleins) et à l'exutoire (traits en pointillés) des colonnes C1 (en haut) et C2 (en bas) après un apport de lisier ; exprimés en volume de pores (de toute la colonne).

de reproduire le régime hydrique annuel de cette zone. À 15, 35 et 95 cm de profondeur, chaque colonne a été équipée de tensiomètres et de sondes TDR ; le flux d'eau est également mesuré à l'exutoire. La solution du sol est prélevée à 7,5, 15 et 35 cm de profondeur par des préleveurs sans tension ainsi qu'à l'exutoire.

Les trois colonnes présentent une dynamique de l'eau similaire et l'erreur globale estimée sur le bilan de l'eau est inférieure à 7 %. À 35 cm de profondeur, les flux instantanés de chlorures précèdent ceux des nitrates alors que ces flux sont synchrones à 100 cm de profondeur (figure 6.7). Les facteurs retard pour les nitrates et les chlorures sont respectivement de 0,85 et 0,7 volume de pores à 35 cm de profondeur et de 1,75 VP à 100 cm de profondeur. Pour les chlorures les facteurs retards sont semblables à ceux de l'expérimentation avec le nitisol puisque les valeurs étaient deux fois moindre mais à une profondeur deux fois moindre aussi. En revanche, pour les nitrates, les facteurs retards à 35 cm avec le cambisol andique (Feder & Findeling, 2007) sont similaires à ceux obtenus à 17 cm de profondeur avec le nitisol. Cela indique que la nitrification est plus rapide et plus intense pour le cambisol andique et que l'adsorption des nitrates est plus forte à cette profondeur pour le nitisol. En effet, l'acidification de la solution du sol liée à la nitrification est significativement plus marquée dans le cambisol andique (Feder & Findeling, 2007) que dans le nitisol puisque les différences de pH avec les colonnes témoins sont respectivement pour ces deux sols de 1,2 et 0,5 unité pH.

Ainsi, dans les deux expérimentations que nous avons menées, la nitrification du lisier induit une acidification et un retard significatif aux faibles profondeurs des flux de nitrates par rapport aux flux de chlorures. En revanche, aux exutoires des colonnes, la nitrification est complète et les facteurs retards sont semblables pour les nitrates et les chlorures et pour les deux types de sols.

Conclusions sur les expérimentations à l'échelle des colonnes de sol

La problématique de la pollution des cours d'eau et des aquifères par les nitrates est apparue au sein de régions comme la Bretagne, la Hollande, etc. pratiquant une agriculture intensive et présentant de forts excédents structurels en azote (Rivett *et al.*, 2008). Situées le plus souvent dans les pays développés, ces régions ne présentent habituellement pas de sols tropicaux ou volcaniques susceptibles d'interférer avec les transferts de nitrates (Barrow, 1986). Très peu d'étude ont donc été conduites sur ces types de sols soumis à des apports de PRO ; la plupart d'entre elles se focalisant sur les transferts et l'adsorption des nitrates, mais également des chlorures, apportés sous forme de sels (Katou *et al.*, 1996 ; Vogeler *et al.*, 1998 ; Duwig *et al.*, 1999 ; Qafoku *et al.*, 2000 ; Clay *et al.*, 2004 ; Katou, 2004). Les nitrates et les chlorures sont les deux principaux anions monovalents fréquemment apportés ou mesurés dans les sols ; aussi, ils sont souvent étudiés conjointement. Ils présentent des constantes d'adsorption semblables et entrent ainsi en compétition pour l'adsorption sur les sols. Ces études, toutes menées à l'échelle de la colonne de sol, démontrent que cette première étape ou « échelle d'étude », est la plus simple à mettre en œuvre pour obtenir des résultats préliminaires en l'absence d'autres références ou études (Mochoge, 1984). En effet, dans les conditions contrôlées du laboratoire, la précision des mesures et leur bonne répétabilité ont permis de suivre la minéralisation du lisier et notamment sa nitrification en fonction de la profondeur dans deux types de sol représentatifs de la Réunion. Bien que l'observation de la nitrification et son suivi au cours du transfert des solutés ne soit pas en soi novateur (Ardakani *et al.*, 1974 ; Sierra, 2002), la cinétique de minéralisation du PRO apporté est très dépendante des caractéristiques du PRO et du sol (Paul & Clark, 1989 ; Rivett *et al.*, 2008). Mon premier apport fondamental est donc une mesure de la capacité des ces sols à retenir les nitrates lorsqu'ils sont nitrifiés à partir d'un PRO et lorsqu'ils entrent en compétition avec les chlorures de façon asynchrone ; cette mesure se traduit par le facteur retard. L'originalité de mes travaux réside également dans le fait que, dans les études précédemment menées, les sels sont apportés en même temps. Ainsi, en l'absence de mesures des flux d'eau et d'analyses physico-chimique des solutés aux différentes profondeurs, nous aurions simplement observé que les facteurs retards étaient semblables à l'exutoire des colonnes pour les deux anions étudiés. En réalité, dans les couches de surface, la lixiviation et l'adsorption des anions sont asynchrones et dépendent de la cinétique de minéralisation du lisier, des caractéristiques minéralogiques et microbiologiques du sol ; les facteurs retards sont donc très différents pour ces deux anions contrairement à d'autres résultats (Katou *et al.*, 1996 ; Clay *et al.*, 2004). L'identification et l'analyse de processus jouant un rôle majeur dans nos expérimentations (nitrification, adsorption asynchrone) expliquent les différences majeures avec d'autres études et éclairent sur les conséquences agronomiques. La première conséquence est que les nitrates ne présentent pas une dynamique uniforme même si les propriétés du sol sont constantes avec la profondeur ; la modélisation des flux de nitrates s'en trouve complexifiée. La seconde conséquence est que la disponibilité des nitrates pour les cultures au cours du temps et selon la profondeur n'est pas constante également. En effet, les nitrates ne sont pas produits immédiatement puis, ils sont lixiviés plus rapidement qu'ils ne l'auraient été s'ils avaient été apportés ou produits en même temps que les chlorures du fait de la compétition entre ces deux espèces pour l'adsorption. Ces éléments justifient une approche plus intégrative, à l'échelle de la parcelle cultivée.

6.2.2 Suivi des flux de nitrates dans un cambisol andique

À l'échelle de la parcelle, nous avons suivi les transferts de nitrates dans le cambisol andique précédemment étudié en colonnes de sol. Une parcelle a été amendée annuellement par du lisier de porc tandis qu'une parcelle servait de témoin sans apport. La superficie de la parcelle demeurant faible, nous avons pu maîtriser les quantités de lisiers apportés ;

les épandages étaient réalisés manuellement à l'aide d'une lance à incendie directement connectée à la tonne à lisier. Les pertes gazeuses par volatilisation ont ainsi été réduites. En outre, la possibilité de choisir précisément la période, voire le jour d'épandage, nous ont permis de les réaliser dans des conditions optimales (absence de vent...). Pour palier à l'absence de répétition dans ce dispositif, nous avons réduit la variabilité inhérente du sol en réalisant systématiquement plusieurs prélèvements pour la parcelle lisier et la parcelle témoin ; cette variabilité s'est toujours avérée faible.

Les flux d'eau et de solutés ont été suivis avec la même méthodologie qu'en colonnes de sol par des mesures de la pression de l'eau dans le sol et de l'humidité volumétrique enregistrées en continu à différentes profondeurs. Les stocks d'azote minéral du sol⁷ ont été suivis régulièrement ainsi que les exportations par les cultures.

De 2003 à 2005, la première campagne de suivi s'est déroulée dans le cadre de la thèse de N. Payet (2005). Nous avons suivi une rotation maïs/avoine pendant deux saisons avec un épandage de lisier en octobre ou en novembre au début de la saison chaude. De 2007 à 2009, nous avons mené une seconde campagne de suivi. Nous avons également suivi deux saisons maïs sur une prairie de *bracharia* recevant également une fois par an aux mêmes périodes un épandage de lisier.

Première campagne de suivi

La dynamique du stock de nitrates dans les différentes couches de sol au cours de la première campagne de suivi (2003–2005) est rythmée par plusieurs événements. Après l'apport de lisier en octobre 2003, le stock de nitrate augmente régulièrement et significativement dans la couche 0 – 30 cm jusqu'en janvier 2004 puis par transfert dans la couche 30 – 60 cm (figure 6.8). Cette augmentation est régulière puisque l'azote organique du lisier apporté en surface doit se minéraliser et l'ammonium se nitrifier préalablement. Les fortes pluies de janvier 2004 couplées aux prélèvements par la culture de maïs réduisent drastiquement le stock de nitrates notamment dans la couche de surface. Ensuite, d'avril à octobre 2004, les pluies sont quasiment nulles et le stock de nitrate dans les différentes couches de sol analysées se reconstitue par la minéralisation des résidus de la culture de maïs et de la matière organique du sol.

Le deuxième épandage de lisier en novembre 2004 engendre également une augmentation régulière et significative du stock de nitrate dans la couche de surface puis progressivement des couches sous-jacentes. De janvier 2005 à mars 2005, trois épisodes pluviométriques intenses d'environ dix jours chacun se succèdent et induisent un transfert significatif des nitrates vers les couches plus profondes puis hors du profil de sol ainsi qu'une diminution globale du stock de nitrates.

La lixiviation des nitrates en dessous de la profondeur racinaire (150 cm) et les prélèvements d'azote par les cultures représentent chacun environ 150 kg_N/ha pour la seconde saison de culture (figure 6.9). Si les exportations d'azote par la culture de maïs sont cohérentes avec la fertilisation apportée et les rendements obtenus, les pertes par lixiviation, en revanche, apparaissent très importantes. En effet, en moins de deux mois, de début février 2005 à fin mars 2005, le cumul des pluies atteint 570 mm. En l'absence de ruissellement, ces pluies ont lixivié progressivement les nitrates. Par ailleurs, après ces événements, le stock d'azote dans la couche 0–60 cm est très faible (inférieure à 20 kg_N/ha) tandis que le stock total dans le profil de sol dépasse 150 kg_N/ha (figure 6.8).

Ces mesures ont été utilisées dans le cadre de la thèse de N. Payet (2005) afin de caler et de valider le modèle WAVE dans nos conditions spécifiques (Payet *et al.*, 2009). Outre les paramètres agronomiques demandés par le modèle, le coefficient de dispersion D et le

7. Compte-tenu des concentrations toujours très faibles en azote ammoniacal, les teneurs en nitrates sont similaires aux teneurs totales en azote minéral.

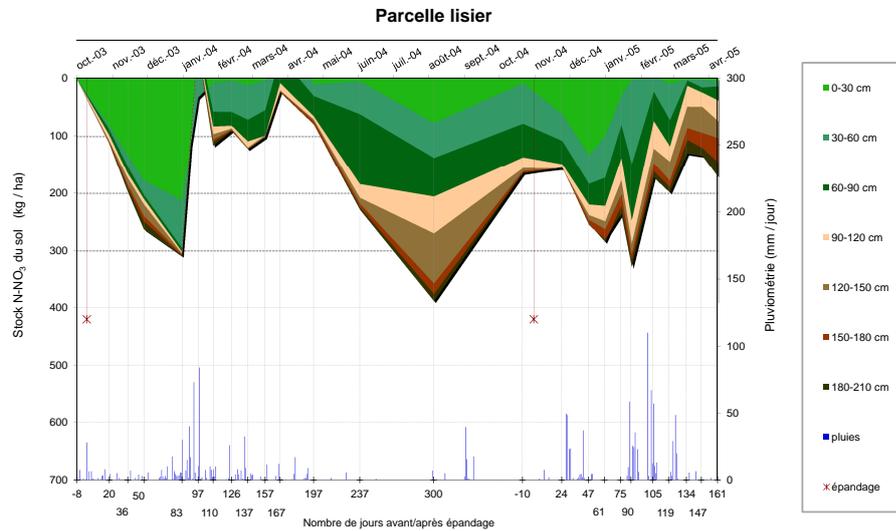


FIGURE 6.8 – Évolution des stocks de nitrates dans les différentes couches de sol au cours de la première campagne de suivi (2003–2005).

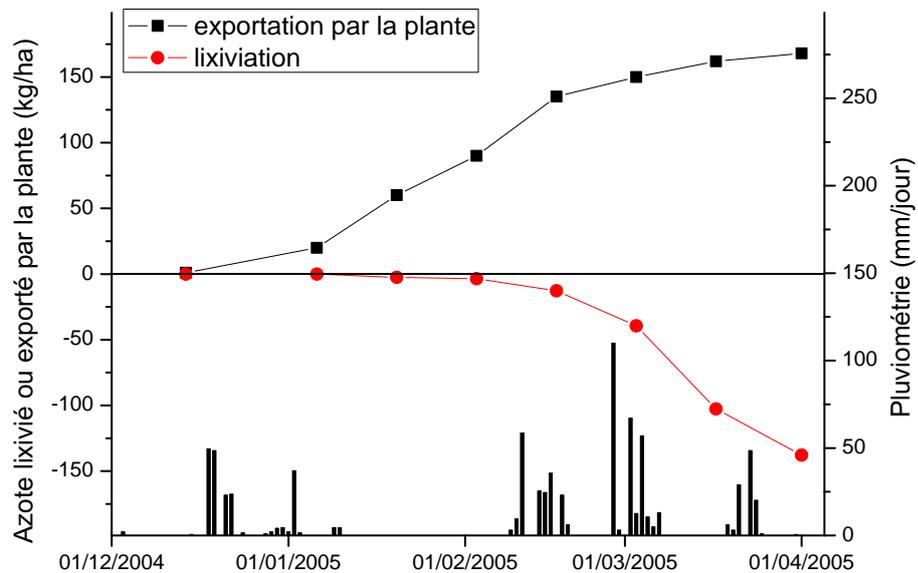


FIGURE 6.9 – Quantités d'azote lixivié sous forme de nitrates en deçà de la profondeur racinaire et prélevé par la plante au cours de la seconde saison sur la parcelle lisier.

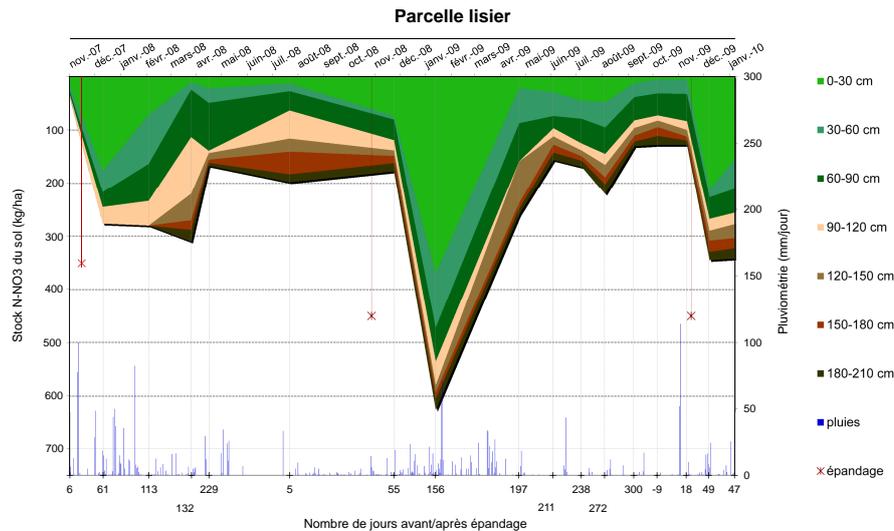


FIGURE 6.10 – Évolution des stocks de nitrates dans les différentes couches de sol au cours de la seconde campagne de suivi (2007–2009).

coefficient de distribution K_d du nitrate (cf. § 6.1.3, page 57) ont été calés sur la première période de suivi. Ainsi, les flux d'eau et de nitrates, l'évolution des stock d'azote dans le sol et les prélèvements par la plante ont été correctement reproduits par ce modèle. Duwig *et al.* (2003) avait déjà démontré la robustesse de ce modèle dans une autre situation tropicale (sol ferrallitique, îles Loyautés, Nouvelle-Calédonie).

Seconde campagne de suivi

L'apport de lisier en novembre 2007 débute la seconde campagne de suivi (figure 6.10). Jusqu'en février 2008, les fortes pluies redistribuent les nitrates sur le profil de sol jusqu'à 120 cm de profondeur. Contrairement à la première campagne de suivi, le stock d'azote du sol augmente immédiatement puis il évolue très peu en deçà de 60 cm de profondeur. En effet, en l'absence de pluies significatives à partir de février 2008 et compte tenu de l'enracinement moins profond de la *bracharia* (environ 40 cm), les nitrates ne sont ni lixivés ni prélevés par la plante à ces profondeurs.

En novembre 2008 et 2009, deux autres apports de lisiers renouvellent rapidement le stock d'azote du stock dans les couches de surface. Dans la couche 0–30 cm, l'azote est intensément prélevé par la culture pendant la saison chaude et humide mais également redistribué vers les couches sous-jacentes. L'absence d'épisode cyclonique ou de pluies importantes expliquent cette dynamique.

Conclusions sur les expérimentations à l'échelle de la parcelle

J'ai précédemment démontré et mesuré la capacité de deux types de sols de la Réunion à retenir les nitrates à l'échelle de la colonne de sol (§ 6.2.1, page 65). Les expérimentations à l'échelle de la parcelle présentées ici ont permis principalement de quantifier les prélèvements d'azote apporté par les lisiers selon les caractéristiques des cultures. En effet, la *bracharia* couvre intégralement le sol et possède un système racinaire permanent et plus efficace dans les couches de surface. Inversement, les cultures de maïs et d'avoine couvrent peu le sol mais présentent un système racinaire qui explore également les horizons profonds ; le système racinaire du maïs a été observé sur la parcelle jusqu'à 1,4 mètre de profondeur tandis que celui de la *bracharia* ne dépasse pas 60 cm. L'efficacité des prélè-

vements d'azote par la plante est directement corrélée à la profondeur et à la densité de son système rhizosphérique. Les références agronomiques et pédologiques disponibles sur ces sols, notamment pour renseigner les modèles, étant peu nombreuses voire inexistantes, nos résultats ont contribué à combler ces lacunes.

Par ailleurs, mes expérimentations ont également permis de quantifier en conditions réelles la rétention des nitrates dans le cambisol andique et d'obtenir les paramètres nécessaires à la modélisation de ces flux. Ainsi, j'ai mesuré la lixiviation des nitrates suite aux épandages de lisier et aux premières pluies. Dans ces sols, les différentes cultures ont plus longtemps accès aux nitrates, notamment dans les horizons de surface, avant que ceux-ci soient lixiviés. En outre, nos résultats ont montré qu'un modèle comme WAVE peut être calé et validé sur un sol présentant des propriétés andiques (Payet *et al.*, 2009). Bien que la modélisation des flux d'azote n'ait pas été menée lors de la seconde campagne de suivi, les mesures réalisées ont confirmé cette plus longue disponibilité des nitrates pour les cultures. Eneji *et al.* (2002) et Maeda *et al.* (2003) ont également démontré cet effet pour des andosols du Japon, dont les caractéristiques pédologiques sont assez proches du cambisol andique de la station des Colimaçons. Enfin, le lisier de porc apporté s'est minéralisé plus rapidement lors de la seconde campagne de suivi. Cet effet, également observé précédemment en colonne de sol, s'explique principalement par une meilleure activité microbiologique du sol après plusieurs épandages (Diacono & Montemurro, 2010).

En résumé, les sols volcaniques et tropicaux de la Réunion présentent une capacité d'échange anionique (CEA) qui ralentit la lixiviation des nitrates et des chlorures. Mais lorsque les nitrates sont apportés après les chlorures, cette capacité d'adsorption est moindre pour les nitrates et ceux-ci sont alors lixiviés plus rapidement que les chlorures ; cet effet se compensant à partir d'une certaine profondeur (environ 1 mètre dans nos expérimentations). Bien que les conséquences agronomiques et environnementales soient indéniables, il apparaît difficile de les prendre en considération pour faire des recommandations tant les situations agro-pédologiques et climatiques sont contrastées. En effet, si les seuls aspects agro-pédologiques peuvent faire l'objet de recommandations⁸, la prise en compte de la pluviométrie nécessiterait de renseigner un modèle afin de simuler les transferts de solutés. Bien que cela eût été ambitieux et novateur, la diversité des sols et des pratiques agricoles à la Réunion, m'a plutôt orienté dans une autre direction à savoir la prise en compte des caractéristiques des sols pour évaluer les transferts de nitrate à l'échelle régionale.

6.2.3 La vulnérabilité des aquifères de l'ouest de la Réunion aux pollutions par les nitrates

Aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle, mes travaux ont montré le rôle clé joué par les sols dans la rétention et les transferts des nitrates. Or, bien que la superficie de la Réunion soit modeste (2 512 km²), les sols présentent une très forte diversité et des propriétés physiques et géochimiques particulières, spécifiques aux sols tropicaux et aux sols volcaniques. Le sous-sol quant à lui est très hétérogène puisqu'à la superposition de matériaux aux caractéristiques différentes s'ajoute des structures géologiques telles des dykes ou des fissures et des fractures. À l'échelle du territoire, le contexte morphologique ne dessine pas des bassins versants qu'il serait possible d'étudier individuellement. En outre, des études stationnelles, telle que celle menée sur la station des Colimaçons, ne peuvent être démultipliées afin d'appréhender les impacts des apports de PRO sur la pollution des aquifères par les nitrates d'origine anthropiques. Aussi, j'ai cherché une méthode pour évaluer ces impacts en tenant particulièrement compte de la nature des sols de l'ouest de la Réunion.

8. Pour un type de sol donné, en connaissant la CEA ou l'intensité potentielle de la nitrification, un conseil agronomique pourrait être donné pour orienter la gestion de la fertilisation organique.

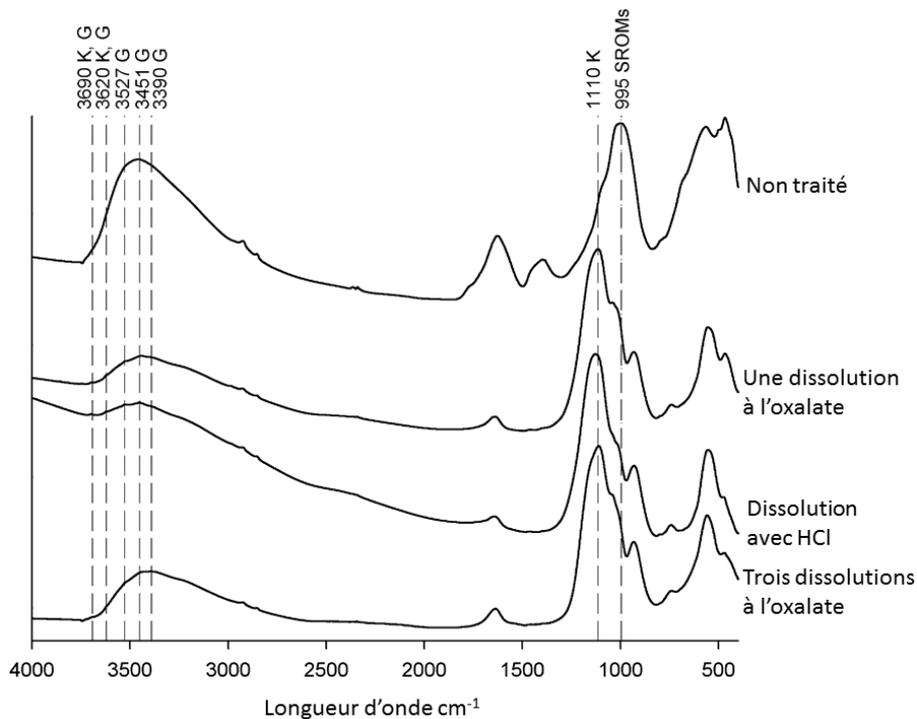


FIGURE 6.11 – Spectre infrarouge à transformée de Fourier sur le sol non traité et après un ou trois traitements à l'oxalate et avec HCl; G = gibbsite, K = kaolinite, SROMs = minéraux cristallisés à courte distance (e.g. allophane et imogolite).

À partir des données acquises aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle, j'ai identifié les propriétés jouant un rôle prépondérant dans les transferts des nitrates spécifiquement pour les sols de la Réunion. Ensuite, j'ai cherché à les agréger puis à les représenter spatialement à l'échelle du territoire. Ces propriétés de nature physique (conductivité hydraulique, granulométrie, épaisseur du sol) s'associent aux propriétés chimiques (capacité d'échange anionique, etc.) pour caractériser la capacité intrinsèque des sols à retenir ou transmettre les flux de nitrates vers le sous-sol et donc vers les nappes phréatiques.

Néanmoins, pour construire cette cartographie de la vulnérabilité des aquifères au transfert des nitrates, j'ai très vite été confronté au manque de données pédologiques et à l'ancienneté de la carte de Raunet (1991a). Dans le cadre du projet «évaluation des risques de transfert des polluants à travers les sols», j'ai été amené à réaliser une cartographie de la vulnérabilité des nappes au transfert des nitrates. La première étape a consisté à développer une méthode de mesure de la granulométrie adaptée aux sols présentant des propriétés andiques (Alary *et al.*, 2013). Pour la deuxième étape, en plus de ces analyses granulométriques, j'ai acquis de nouvelles informations pédologiques afin d'actualiser la carte pédologique existante (Feder & Bourgeon, 2009 ; Feder, 2013). Enfin, la réalisation d'une carte de vulnérabilité au transfert des nitrates a constitué la troisième étape (Feder *et al.*, 2008).

Développement d'une méthode de détermination de la granulométrie pour les sols andiques

L'étude de la pédogenèse sur le flanc ouest du piton des Neiges est complexe du fait du fort gradient climatique altitudinal, de l'âge variable des roches mères et de l'impossibilité de réaliser des analyses granulométriques classiques sur les sols présentant des propriétés andiques. Or, ce dernier paramètre est indispensable pour l'identification d'horizons

argiques, pour évaluer l'intensité de la pédogenèse et caractériser les minéraux argileux. Aussi, nous avons développé une méthode de détermination de la granulométrie dans les sols andiques.

Dans les sols tropicaux riches en oxydes de fer et d'aluminium, un traitement à l'acide chlorhydrique à 2 mol.l⁻¹ est fréquemment utilisé pour dissoudre les ciments ferrugineux qui perturbent la mesure de la taille des particules. Toutefois, ce traitement peut également dissoudre d'autres minéraux. Or, ce traitement est souvent nécessaire dans les sols de la Réunion dès lors qu'ils présentent de telles caractéristiques. Dans les sols aux propriétés andiques, ce sont les phases cristallisées à courte distance (e.g. allophane et imogolite) qui perturbent habituellement la mesure granulométrique. Aussi, nous avons comparé l'effet d'un traitement HCl avec un traitement consistant à réaliser une à trois dissolutions avec de l'oxalate d'ammonium à pH 3.

Le traitement à l'oxalate dissout correctement les minéraux cristallisés à courte distance (figure 6.11) puisque le pic caractéristique à la longueur d'onde de 995 cm⁻¹ disparaît. Toutefois, contrairement au traitement à l'HCl, les autres minéraux tels que la gibbsite et la kaolinite ne sont pas dissous. De la même façon, par diffraction aux rayons X (Alary *et al.*, 2013), la smectite est préservée par le traitement à l'oxalate mais dissoute par le traitement à l'acide.

Au-delà de cette possibilité désormais offerte de réaliser des analyses granulométriques pour comprendre plus finement la pédogenèse des sols aux propriétés andiques, l'application de cette méthode sur les sols andiques du flanc ouest du piton des Neiges a permis d'identifier deux phases minérales (smectite et kaolinite) qui n'avaient pas été observées auparavant sur ces sols (Alary *et al.*, 2013). En outre, l'enrichissement en argiles de certains horizons a pu être mis en évidence afin de distinguer entre eux certains sols aux propriétés andiques.

Actualisation de la carte pédologique de l'ouest de l'île de la Réunion

Au cours de la deuxième étape, j'ai acquis de nombreuses et nouvelles données pour actualiser la carte pédologique de l'ouest de la Réunion en utilisant comme système de classification des sols la WRB (IUSS working group WRB, 2007). En effet, l'évolution des concepts en science du sol et corrélativement des systèmes de classification des sols, ne permettent pas systématiquement d'actualiser, sans erreurs ou imprécisions, d'anciennes cartes pédologiques. Les paramètres pédologiques, les caractérisations analytiques deviennent avec le temps imprécis, incomplets, parfois inexploitable.

Aussi, j'ai mené une campagne de caractérisation et de prélèvement des sols en deux étapes : dans un premier temps, sur un secteur de référence autour d'une toposéquence (Feder *et al.*, 2006) puis sur l'intégralité de la zone d'étude. Les observations et les analyses de 70 fosses de référence et de 175 sondages à la tarière m'ont permis d'identifier trente types de sols correspondant à des groupes de références de la WRB (IUSS working group WRB, 2007) et à leurs subdivisions par des qualificatifs, préfixes et suffixes (figure 6.12). La confrontation de cette nouvelle cartographie avec celles précédemment acquises par Riquier (1960) et Raunet (1991a) principalement, a montré les difficultés d'actualisation de cette carte pédologique notamment du fait du changement dans le système de classification des sols utilisé (Feder, 2013). Toutefois, cette comparaison fait également ressortir des constantes. Si nous admettons que les sols ferrallitiques beiges de Riquier (1960) sont en fait des andosols non identifiés comme tels pour des raisons historiques, la succession podzols – andosols – autres sols est reconnue de tous. Autre constante, aucun de ces auteurs n'a identifié de sols brun-rouille à halloysite comme signalé dans de nombreuses autres études de sols tropicaux développés sur matériau volcanique (Colmet-Daage *et al.*, 1973 ; Albrecht *et al.*, 1992) ou simplement des sols bruns dont la fraction argileuse serait dominée par l'halloysite comme en Équateur (Winckell *et al.*, 1991).

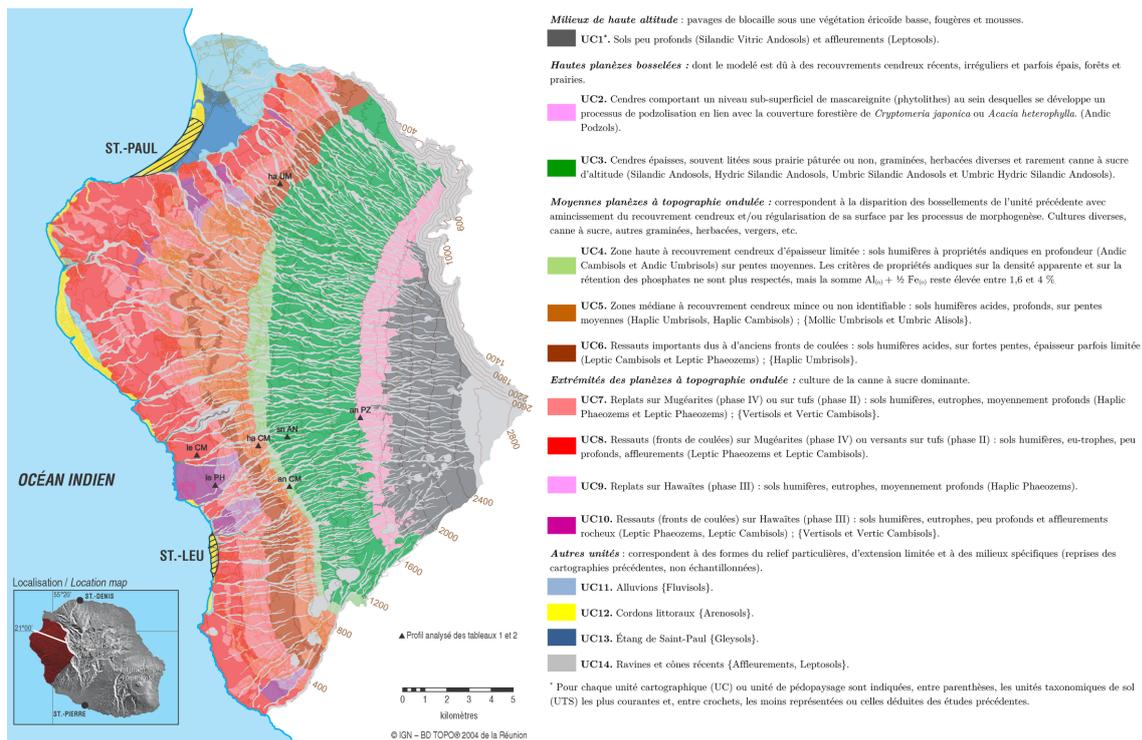


FIGURE 6.12 – Nouvelle cartographie des sols de l'ouest de la Réunion.

Cartographie de la vulnérabilité des aquifères au transfert de nitrates

Pour élaborer la cartographie de la vulnérabilité des aquifères, je me suis inspiré en premier lieu des modèles hydrogéologiques tels que DRASTIC (Aller *et al.*, 1987 ; Shirazi *et al.*, 2012). Cet outil utilise différentes variables (type de sol, profondeur de l'aquifère, pente, conductivité hydraulique de l'aquifère, recharge, etc.) ; chacune de ces variables est normalisée entre 1 et 10 et possède un poids, en fonction de leur importance, dans le calcul final d'un indice de vulnérabilité⁹. Ainsi pour la variable « sol », un sol argileux ou très peu filtrant aura un indice de 1 tandis qu'un sol sableux (ou l'absence de sol) possédera un indice de 10. Cet indice sera, pour la variable « sol », ensuite pondéré par un facteur 2 ; les autres variables ayant un facteur de pondération compris entre 1 et 5. Bien que cet outil soit assez simple à mettre en oeuvre, les principales critiques à son encontre dans notre situation, sont les suivantes :

- il nécessite des données hydrogéologiques dont nous ne disposons pas toujours ;
- il n'est pas adapté au contexte volcanique ;
- il minimise le rôle du sol ;
- l'échelle de représentation n'est pas adapté puisque en surface nous avons une diversité de type de sol alors que l'aquifère sous-jacent est unique et homogène.

En outre, l'intérêt d'un tel modèle à indexation et pondération réside dans la comparaison de situations complexes et contrastées puisque l'information finale est un indice relatif. Or, le sol est la seule variable pour laquelle nous avons une bonne connaissance et qui présente des différences à l'échelle de notre zone d'étude. Aussi, j'ai choisi d'élaborer un modèle à l'image de DRASTIC mais dont les variables seraient uniquement pédologiques. L'hypothèse que j'ai faite est que le sous-sol de notre zone d'étude était soit homogène (nature et propriétés de la roche mère, etc.) soit connu trop imprécisément.

Toutefois, la difficulté rencontrée dans les modèles à indexation est la hiérarchisation et

9. Plus l'indice est élevé, plus la vulnérabilité est forte.

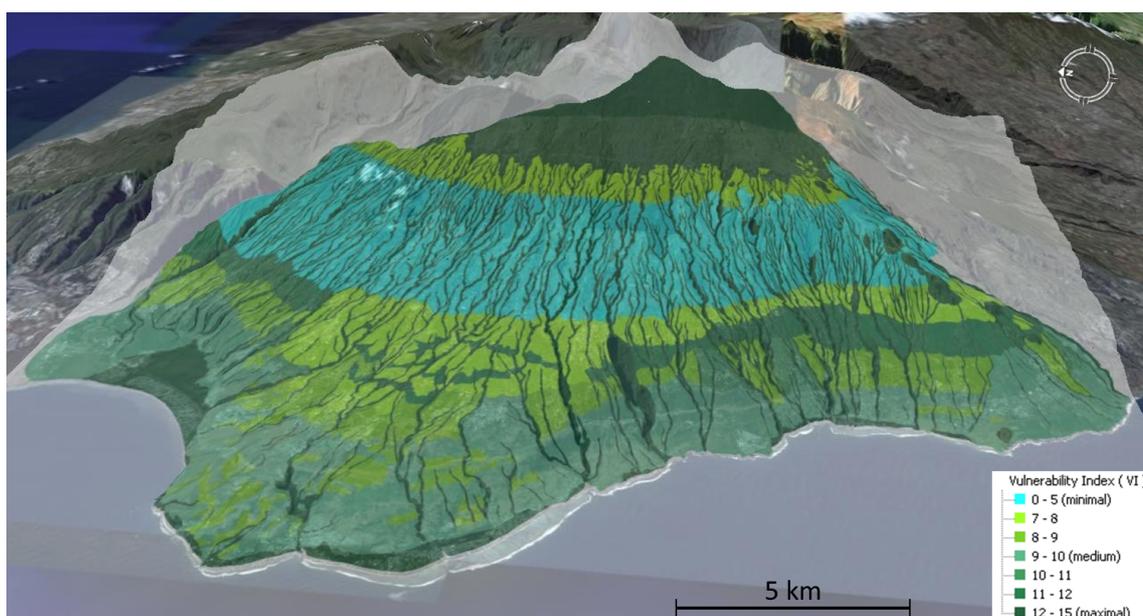


FIGURE 6.13 – Représentation de l'indice de vulnérabilité de la zone d'étude comprise entre la rivière des Galets au nord et la ravine des Aviron au sud.

surtout la pondération des différents critères. Ici, ce sont les variables pédologiques que nous avons identifiées comme jouant un rôle majeur dans le transfert des nitrates à travers les sols. Certains modèles permettent de lever le problème de la pondération, ne nécessitant simplement que la résolution de la hiérarchisation des critères à prendre en compte. C'est le cas de la méthode Siris (système d'intégration des risques par interaction des scores) proposée par Vaillant *et al.* (1995). C'est une méthode hiérarchique qui ne nécessite pas la définition de la gravité des facteurs (semblable à la pondération dans les autres méthodes) mais seulement leur classement hiérarchique relatif les uns par rapport aux autres. Elle met en fait en œuvre des règles (auto-pénalisation, etc.) peu explicites. La méthode Siris est un outil d'aide à la décision pour le classement de situation à risque les unes par rapport aux autres (Guerbet & Jouany, 2002). Les propriétés des contaminants composent essentiellement la vulnérabilité spécifique tandis que les propriétés des sols forment la vulnérabilité intrinsèque (figure 6.3, page 60). Ainsi, l'application à d'autres contaminants ne nécessiterait pas d'acquies de nouvelles informations fondamentales sur les sols du territoire considéré. En effet, cette méthode est également appliquée afin de représenter la potentialité des substances phytosanitaires à se retrouver dans les eaux de surface ou les eaux souterraines (voir par exemple www.ineris.fr/siris-pesticides).

La carte de la vulnérabilité des aquifères au transfert des nitrates (figure 6.13) utilise une échelle relative de 1 à 15 correspondant respectivement aux vulnérabilités les plus faibles et les plus fortes. Ainsi, nous observons immédiatement que les zones où le sol est très peu épais voire absent (fond de ravine, forte pente, zone d'altitude, etc.) présentent les vulnérabilités maximales (classe entre 12 et 15). En effet, la rétention des nitrates est, par comparaison avec les autres situations où un sol est présent, nulle ou très faible. À l'inverse, les sols les plus épais, avec une faible conductivité hydraulique et une forte capacité d'échange anionique (typiquement les andosols), montrent un indice de vulnérabilité au transfert des nitrates très faible (classe entre 0 et 5).

Cette vulnérabilité ne préjuge en rien d'un éventuel aléa. En effet, l'aléa, selon la représentation schématique de la figure 6.3, correspondrait à un apport de PRO ou de tout autre fertilisant contenant des nitrates. Or, c'est bien le croisement de cet aléa et de la vulnérabilité qui induit un risque de pollution. Dans le fond des ravines, bien que la vulnérabilité

soit très forte, l'aléa serait certainement très faible ; au final, ce n'est donc potentiellement pas une zone à risque. Enfin, cette vulnérabilité est essentiellement invariable au cours du temps puisque construite à partir de paramètres pédologiques, contrairement à l'aléa qui est ponctuel dans le temps et indéterminé a priori. Cette carte de la vulnérabilité est donc un premier élément qu'il est nécessaire de croiser avec une cartographie de l'aléa qui pourrait par exemple représenter spatialement, la fertilisation en azote des cultures. L'objectif principal de cette cartographie est de pouvoir orienter des actions, notamment des pouvoirs publics, vers les zones présentant les vulnérabilités les plus fortes, a fortiori si l'aléa est également fort.

Conclusions des travaux sur les nitrates à l'échelle du territoire

Contrairement aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle pour lesquelles les outils et la nature des mesures étaient similaires et les concepts proches, mes travaux à l'échelle du territoire marquent une rupture franche. En effet, si les objets « colonne de sol » et « parcelle » sont fondamentalement identiques (seule la taille considérée change), le territoire ne peut plus aussi simplement être considéré comme une grande ou comme une mosaïque de parcelles, du fait notamment de l'émergence d'autres processus (redistribution complexe de matière par ruissellement, hétérogénéité du territoire, etc.). En outre, les flux de contaminants sont observés ou considérés soit à la base de la colonne ou du profil de sol aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle, soit dans l'aquifère sous jacent à l'échelle du territoire ; c'est un autre élément distinctif majeur puisque dans la première situation nous mesurons un flux ponctuel ou continu tandis que dans la seconde situation, nous mesurons une concentration à un moment donné.

À cette échelle d'étude, mes travaux sur la granulométrie dans les sols andiques ont constitué une réelle nouveauté (Alary *et al.*, 2013). En effet, Nanzyo *et al.* (1993) et plus récemment Buurman *et al.* (1997) ont détaillé les problèmes rencontrés dans l'analyse granulométriques des andosols (dispersion incomplète, influence du pH) et les difficultés d'interprétation de leur pédogénèse (lessivage des argiles, etc.). La procédure développée contourne désormais ces difficultés (Feder, 2013) alors que les classifications pédologiques avait abandonnée cette détermination comme critère caractéristique (Soil Survey Staff, 2014).

Au delà de nos besoins pour étudier la vulnérabilité des sols aux transferts de nitrates, l'actualisation de la carte pédologique de l'ouest de la Réunion a défini un cadre méthodologique et conceptuel qui permet d'envisager une transposition sur toute l'île de la Réunion. J'ai détaillé ces problèmes rencontrés (Feder & Bourgeon, 2009) parce que de nombreuses autres cartes pédologiques ont également été réalisées avec la CPCS (1967), notamment en Afrique pour des raisons historiques évidentes. Ainsi, par extension, les travaux d'actualisation de ces cartes (i) éviteront les transpositions trop rapides entre deux systèmes de classification (nous avons démontré l'infaisabilité systématique), (ii) cibleront efficacement les nouvelles mesures et observations à réaliser. Plus largement, ce travail fournit également des éléments de réflexion sur (i) la prise en compte de l'évolution des concepts en science du sol et leurs transpositions dans les classifications, (ii) les différences entre les grandes classifications internationales et (iii) le choix de l'une d'entre elles pour actualiser une ancienne carte pédologique.

Enfin, bien que mon travail sur la vulnérabilité aux transferts de nitrates soit à l'origine spécifiquement développé pour le contexte de l'ouest de la Réunion, l'approche conceptuelle est générique et réutilisable aussi bien pour le transfert d'autres contaminants sur le même territoire que dans d'autres situations pédologiques. En effet, l'évaluation de la vulnérabilité des aquifères fait l'objet de nombreux travaux notamment grâce à l'essor des systèmes d'information géographique aussi bien pour les nitrates (Shirazi *et al.*, 2012) que pour d'autres contaminants (Brown *et al.*, 2003).

6.3 Contamination des sols par les éléments traces métalliques : expérimentation et modélisation à l'échelle de la colonne et de la parcelle

La problématique de la contamination des sols et des végétaux par les ETM est assez récente à la Réunion pour plusieurs raisons. Le secteur industriel lié à la production ou la transformation de matières premières (mines, métallurgie, chimie...) et générateur de rejets métalliques est très peu présent. De plus, dans les années 2000, le recyclage des déchets non agricoles à la Réunion est embryonnaire et l'enfouissement demeure la voie d'élimination principale. Ainsi, les principaux déchets recyclés en agriculture (lisiers, fumiers, écumes, etc.) ne sont pas contraints à un suivi réglementaire des ETM. Par ailleurs, à la même période, la mise aux normes et le développement des stations d'épuration des eaux usées a induit une augmentation de la production de boues de STEP pour lesquelles la valorisation en agriculture est la voie privilégiée en France. Or, ces épandages ont longtemps été impossible à la Réunion à cause du fond pédogéochimique naturel en ETM trop riche¹⁰ ; les travaux de Collin & Doelsch (2008) ont apporté les éléments scientifiques permettant de lever cette interdiction. Le recyclage des PRO d'origine agricole et urbaine et contenant des ETM s'est donc accentué et compte tenu des contraintes réglementaires le besoin de références sur les différents types de sol de la Réunion a émergé. De même que pour les nitrates, j'ai abordé cette problématique selon plusieurs échelles pour deux types de sol contrastés de la Réunion, mais compte-tenu des propriétés des ETM, en mettant en place des expérimentations différentes ou des modèles spécifiques.

Au sein du troisième thème du projet scientifique de l'unité « recyclage et risque » (interactions entre PRO, eau, sols et plantes), mes collègues E. Doelsch et M. Bravin s'intéressent respectivement à la spéciation des ETM en phase solide et à leurs phytodisponibilités tandis que j'apporte une complémentarité en focalisant mon approche sur le transfert de ces éléments dans les sols. En effet, la mobilité des ETM présente de significatives différences en premier lieu selon les caractéristiques du sol et principalement ses capacités d'adsorption liées à sa minéralogie (argiles, oxydes de fer et d'aluminium), sa teneur en matière organique (McBride, 1989 ; Bradl, 2004 ; Carrillo-Gonzalez *et al.*, 2006). Dans un second temps, les quantités et les propriétés du PRO apportés jouent un rôle majeur de part l'apport de composés organiques facilement solubles et pouvant complexer les ETM (Saar & Weber, 1982 ; Kramer & Duinker, 2013) mais également du fait des modifications (pH, potentiel d'oxydo-réduction, force ionique...) induites sur le milieu (Diacono & Montemurro, 2010). Enfin, le contexte climatique (pluviométrie, température) ne joue pas un rôle moins important notamment lorsque les flux d'eau dans les sols sont importants que cela peut l'être à la Réunion du fait des fortes pluviométries. Dans ce cadre, mes objectifs ont été :

- de quantifier les transferts d'ETM après des apports de différents PRO dans deux grands types de sol de la Réunion ;
- de modéliser leur accumulation à long terme.

Ma contribution aux études sur les ETM présentées dans cette section ont fait l'objet de quatre publications dans des revues à comité de lecture (Doelsch *et al.* (2011) ; Lahbib-Burchard *et al.* (2012) ; Legros *et al.* (2013) ; Wassenaar *et al.* (2014)), trois communications orales et deux communications posters dans des congrès internationaux.

10. Les fortes teneurs en ETM des sols réunionnais sont dues aux roches mères d'origine volcanique sur lesquelles les sols se développent (Doelsch *et al.*, 2006).

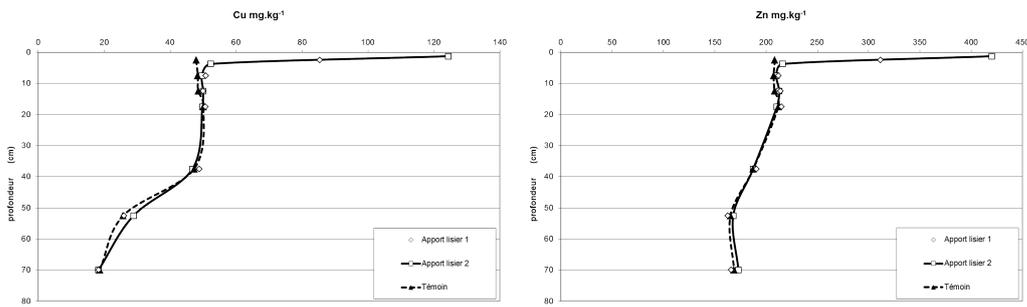


FIGURE 6.14 – Nitisol de La Mare : concentrations en cuivre et en zinc en fonction de la profondeur dans le sol témoin n'ayant reçu que les apports d'eau et dans le sol des colonnes 1 et 2 (valeurs moyennes) ayant reçu deux apports de lisier.

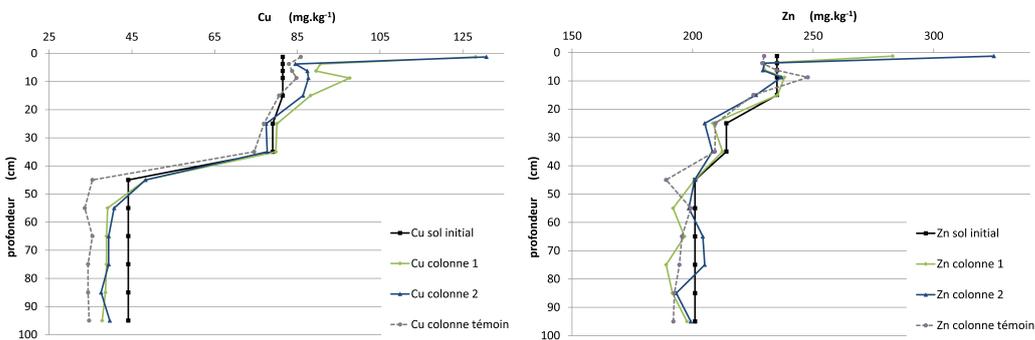


FIGURE 6.15 – Cambisol andique des Colimaçons : concentrations en cuivre et en zinc en fonction de la profondeur dans le sol initial, dans le sol de la colonne témoin n'ayant reçu que les apports d'eau et dans le sol des colonnes 1 et 2 ayant reçu un apport de lisier.

6.3.1 Suivi des flux d'éléments traces métalliques à l'échelle de la colonne de sol

Afin de suivre les transferts d'ETM à l'échelle de la colonne de sol, j'ai utilisé les mêmes dispositifs expérimentaux que ceux présentés dans les sections 6.2.1 (page 60) et 6.2.1 (page 61). Le cambisol andique et le nitisol, prélevés respectivement sur les stations du Cirad de La Mare et des Colimaçons, ont donc reçu respectivement un et deux apports de lisier de porc suivis d'apports d'eau reproduisant une à deux années pluviométriques. Les teneurs en ETM dans les sols ont été mesuré :

- avant l'expérimentation pour chaque couche prélevée *in situ* puis reconstituée dans les colonnes ;
- après l'expérimentation dans chacune des trois colonnes tous les 2,5 cm entre 0 et 10 cm de profondeur puis tous les 10 cm jusqu'à la base de la colonne.

Pour les deux types de sol, dans l'horizon de surface, les teneurs initiales en cuivre et en zinc ne présentent pas de différences significatives avec le sol de la colonne témoin (figures 6.14 et 6.15).

Le comportement du cuivre dans le nitisol et du zinc dans les deux types sols est similaire : les bilans massiques ont montré que la quasi-totalité de ces éléments apportés par le lisier de porc, s'était accumulée dans la couche la plus superficielle 0 – 2,5 cm. Les préleveurs de la solution du sol placés à 17 cm de profondeur n'ont d'ailleurs jamais révélé de concentrations en zinc plus élevées pour les colonnes ayant reçu du lisier par comparaison avec la colonne témoin du cambisol andique ni même pour le cuivre dans le nitisol. Les analyses de ces deux compartiments (sol et lixiviat) ont donc confirmé l'absence de transfert de cuivre à travers le nitisol et de zinc à travers les deux types de sol dans ces conditions

hydrodynamiques. En revanche, les concentrations en cuivre dans le cambisol andique ont été plus élevées pour les deux colonnes lisier par rapport à la colonne témoin pour toutes les couches jusqu'à 15 cm de profondeur. En deçà, dans la couche 20 – 40 cm, les teneurs en cuivre des colonnes lisier et témoin redeviennent similaires aux teneurs dans le sol initial. Ces résultats sont cohérents avec les caractéristiques granulométriques et minéralogiques de ces sols. Pour le nitisol, la quantité d'argile est particulièrement importante (75 % d'argile dans l'horizon de surface) et les principales phases minérales observées par diffraction aux rayons X (halloysite, goethite, magnétite, hématite, ilménite, gibbsite) sont de nature à adsorber les ETM. En outre, la teneur en matière organique est assez élevée (3,1 %). Malgré le pH acide du sol et l'acidification de la solution du sol corrélative à la nitrification du lisier (cf. paragraphe 6.2.1, page 60), cette adsorption du cuivre et du zinc dès la couche de surface est donc cohérente avec d'autres résultats acquis sur des sols tropicaux lors d'expérimentations d'apport de PRO en colonnes (Richards *et al.*, 2000 ; Cornu *et al.*, 2001). Pour le cambisol andique, les caractéristiques minéralogiques (halloysite, gibbsite, maghémite, hématite, ilménite) déduites des spectres de diffraction aux rayons X et les fortes teneurs en complexes organo-minéraux déduites des extractions à l'oxalate d'ammonium et au pyrophosphate de sodium expliquent cette forte adsorption dès les couches de surface ; ces résultats sont similaires à ceux observés pour les sols tempérés (Novak *et al.*, 2004 ; Lipoth & Schoenau, 2007) et des andosols (Fujikawa & Fukui, 2001 ; Soubrand-Colin *et al.*, 2007). Toutefois, ces suivis en colonne de sol ne prennent pas en compte les prélèvements d'ETM par les cultures ni les processus rhizosphériques. Les conditions de terrain, notamment la préservation de la structure du sol, peuvent également modifier les transferts. Aussi, nous avons choisi de travailler également à l'échelle de la parcelle.

6.3.2 À l'échelle de la parcelle, suivi des flux d'éléments traces métalliques dans un cambisol andique

Contexte et méthodologie

Dans le cadre de la thèse de S. Legros (2008), nous avons complété le dispositif de suivi des flux d'eau et de soluté *in situ* mis en place initialement dans le cadre de la thèse de N. Payet (2005) mais pour suivre les transferts d'ETM et particulièrement du cuivre et du zinc dont on sait que les teneurs dans les lisiers de porc sont importantes. Les flux d'eau sont calculés à partir de la loi de Richards à l'aide des mesures tensiométrique et de l'humidité volumétrique selon la même méthodologie qu'en colonne de sol. Le logiciel Hydrus 1D a ainsi été utilisé pour modéliser ces flux d'eau et calculer les différentes composantes du bilan hydrique. Les flux de solutés sont récupérés à l'aide de plaques lysimétriques équipées de mèches en fibre de verre. La solution du sol a également été récupérée par centrifugation de 50 g de sol frais. Deux épandages de lisiers ont été réalisés (novembre 2006 et juillet 2007) à la suite desquels les teneurs en ETM des lixiviats, de la solution du sol, des PRO et des végétaux ont été mesurées.

Le cuivre et le zinc dans le lisier et les compartiments eau-sol-plante

La qualité de la paramétrisation du modèle Hydrus 1D a été estimée par le coefficient de Willmott (Willmott, 1981) et s'est avérée satisfaisante. Dès lors, nous avons établi le bilan hydrique de chacune des deux périodes de suivi (figure 6.16). La première période se caractérise par un événement pluviométrique court et intense (jour 115) qui est à l'origine de la quasi-totalité du flux d'eau cumulé drainé à 60 cm de profondeur. À l'inverse, au cours de la seconde période, le drainage est la conséquence de six à huit événements pluviométriques bien distincts. Nous avons ensuite couplé ces flux d'eau avec les concentrations en cuivre et en zinc mesurées à 60 cm de profondeur. Les flux ainsi calculés sont très peu

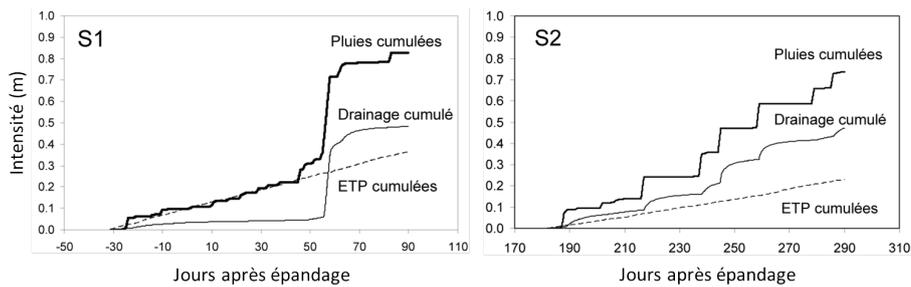


FIGURE 6.16 – Cumul des pluies, du flux d'eau drainé et de l'évapotranspiration potentielle au cours de la première (à gauche) et de la seconde campagne de suivi (à droite); d'après Legros et al. (2013).

différents entre la parcelle amendée par du lisier et la parcelle témoin.

Les concentrations en cuivre dans les végétaux ont montré des valeurs significativement plus élevées dans la parcelle lisier que dans la parcelle témoin (tableau 6.1); la différence reste toutefois faible. En revanche, les concentrations en zinc dans les végétaux sont similaires entre les deux modalités. Ainsi, les exportations de cuivre et de zinc par les végétaux, quelles soient les modalités, demeurent très faibles.

À la fin de l'expérimentation, nous avons mesuré les stocks de cuivre et de zinc dans le sol de la parcelle lisier et à partir du fond pédogéochimique de la même parcelle (tableau 6.1). Pour le cuivre, entre 0 et 60 cm de profondeur, seule la couche 0 – 20 cm présente une différence significative entre ces deux mesures. En revanche, pour le zinc, c'est l'inverse puisque seule la couche 0 – 20 ne présente pas de différence significative: les couches 20 – 40 et 40 – 60 cm présentent des concentrations toujours supérieures pour la parcelle ayant reçu du lisier.

TABLEAU 6.1 – Concentrations en cuivre et en zinc dans les lisiers apportés, les plantes des deux parcelles et dans les couches de sol de surface de la parcelle lisier par comparaison avec son fond pédogéochimique; d'après Legros et al. (2013).

parcelle		Cu (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)
lisier (nov. 2006)		402,5	720,5
lisier (juillet 2007)		423	415
plante	parcelle témoin	7 ± 1,7 † ^a	39 ± 9,1 †
	parcelle lisier	10 ± 1,4 ‡	47 ± 13,9 †
sol 0–20 cm	parcelle lisier	75 ± 5 †	235 ± 12 †
	fond pédogéochimique ^b	71 ± 3,7 ‡	237 ± 6,9 †
sol 20–40 cm	parcelle lisier	79 ± 7 †	238 ± 15 †
	fond pédogéochimique	75 ± 16,9 †	226 ± 15,4 ‡
sol 40–60 cm	parcelle lisier	76 ± 10 †	241 ± 14 †
	fond pédogéochimique	82 ± 35,4 †	224 ± 15,7 ‡

^a Déviation standard; les valeurs suivies de signes différents dans une même colonne, à une profondeur donnée, sont significativement différentes au seuil de 5 % par le test de Student.

^b Calculé pour la parcelle lisier à partir de la méthode typologique (Baize, 1997).

6.3.3 Conclusions des expérimentations aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle

Les concentrations en cuivre et en zinc mesurées dans le lisier sont élevées du fait de l'ajout de ces éléments dans l'alimentation des animaux mais elles sont cohérentes avec d'autres valeurs relevées dans la littérature (Nicholson *et al.*, 1999 ; Sánchez & González, 2005). À l'échelle de la parcelle, les prélèvements par les végétaux de type herbacé sont ici extrêmement faibles comme cela a été observé par ailleurs pour d'autres plantes (Mantovi *et al.*, 2003 ; Lipoth & Schoenau, 2007) ; ils correspondent ici à $0,005 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

En colonne de sol comme à la parcelle, les concentrations en cuivre et en zinc dans la solution du sol ne présentent pas de différence entre les traitements (lisier versus témoin). Ce résultat est cohérent avec d'autres observations (L'Herroux *et al.*, 1997 ; Egiarte *et al.*, 2006 ; Chahal & Toor, 2011) pour d'autres types de sols présentant a priori une granulométrie et une minéralogie moins propice à l'adsorption des ETM. De plus, dans les couches 20 – 60 cm, l'absence de cuivre pour les deux sols et de zinc pour le nitisol confirme cette accumulation. Lorsque des bilans massiques ont pu être réalisés, ils montrent également que tout le cuivre et le zinc se sont accumulés dans la couche de surface 0 – 20 cm. En effet, les fortes teneurs naturelles en cuivre et en zinc de ces deux sols résultent de la nature volcanique de la roche mère (Doelsch *et al.*, 2006) et sont dans des fractions peu mobiles (Doelsch *et al.*, 2010). De plus, la spéciation du cuivre dans le lisier est essentiellement sous la forme de Cu_2S très peu soluble dans les sols même lorsque le pH est supérieur à 4,5 (Legros *et al.*, 2010).

Tout ces éléments sont concordants dans nos expérimentations aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle excepté pour le zinc qui pourrait s'être accumulé dans les couches 20 – 60 cm du cambisol andique (échelle de la parcelle). Ce serait un résultat original puisque dans les sols tempérés (Novak *et al.*, 2004 ; Lipoth & Schoenau, 2007) comme dans les sols tropicaux (Formentini *et al.*, 2015) le zinc est habituellement accumulé dans la couche superficielle. Néanmoins, la forte variabilité spatiale mesurée pour cet élément réduit la robustesse de cette observation qui n'a pas été faite lors des expérimentations à l'échelle de la colonne de sol alors que les prélèvements en fonction de la profondeur sont plus nombreux et la variabilité spatiale moindre.

Ainsi, contrairement aux nitrates qui sont rapidement lixiviés ou prélevés par les plantes, le suivi de la contamination par les ETM et l'évaluation des impacts environnementaux doit se faire à une échelle de temps plus longue et avec des outils différents. J'ai donc poursuivi mes travaux avec pour objectif de quantifier l'accumulation des ETM dans ces sols sur le long terme.

6.3.4 Élaboration d'un modèle de prévision de l'accumulation à long terme des éléments traces métalliques dans les sols

Dans le cadre du projet GIROVAR¹¹, j'ai utilisé les données précédemment acquises sur les sols de l'ouest de la Réunion (section 6.2.3, page 71) pour caractériser leur aptitude aux épandages de PRO. La question de la durabilité de cette pratique s'est posée puisque, alors que les nitrates sont prélevés par les plantes ou lixiviés, les ETM sont essentiellement stockés dans les premiers centimètres des sols de la Réunion étudiés puisque peu prélevés par les cultures et très peu mobiles. Or, le recyclage des PRO en agriculture, principale source de ces contaminations en ETM, reste à ce jour la voie de valorisation la plus intéressante et la plus faisable en France et à la Réunion notamment du fait des nombreux effets positifs. Les travaux actuels montrent que l'impact environnemental des ETM est faible à court terme

11. GIROVAR est l'acronyme du projet « gestion intégrée des résidus organiques par la valorisation agromique à la Réunion » coordonné par T. Wassenaar (Cirad) et financé dans le cadre de l'appel d'offre CAS-DAR 2010.

mais les prévisions sur le long terme sont encore débattues. Celles-ci s'appuient notamment sur des modèles empiriques simples faisant des bilans « entrées / sorties » (Franco *et al.*, 2006). En outre, ces modèles ne sont que très peu validés par des suivis sur le terrain avec suffisamment de recul et particulièrement pour les environnements tropicaux.

C'est dans ce contexte que nous avons élaboré un modèle de prédiction de l'accumulation des ETM dans les sols de l'ouest de la Réunion (Lahbib-Burchard *et al.*, 2012 ; Oustrière *et al.*, 2013) en nous appuyant sur les données pédologiques les plus récentes (section 6.2.3, page 71) ; ses principales caractéristiques sont les suivantes :

- les flux d'ETM en entrée sont les PRO (E_{PRO}), les engrais minéraux (E_{MIN}) et les produits phytosanitaires (E_{PHY}) ;
- les flux d'ETM en sortie sont les exportations par les végétaux (S_{PL}) et la lixiviation (S_L) en dessous de l'horizon de surface travaillé du sol.

Ainsi, la concentration en un ETM (C_{ETM} en mg.kg^{-1}) dans l'horizon de surface travaillé à un temps t (en année ou en nombre de cycles de culture) est :

$$C_{ETM(t)} = C_{ETM(t-1)} + \frac{E_{PRO} + E_{MIN} + E_{PHY} - S_{PL} - S_L}{10 \rho P}$$

où ρ est la masse volumique apparente de l'horizon de sol (kg.m^{-3}) et P est la profondeur de l'horizon de surface travaillé du sol (m).

Pour la validation du modèle, nous avons utilisé un essai de terrain mené sur la station du Cirad des Colimaçons avec les caractéristiques suivantes :

- cinq espèces maraîchères différentes (chou, laitue, carotte, tomate, haricot) ont été conduites ;
- en sept ans, quatorze cycles de culture successifs ont été menés ;
- à chaque cycle de culture, trois modalités de fertilisation ont été menées : engrais minéral, compost de lisier de porcs et compost de fumier de volaille ;
- chaque modalité a été répétée trois fois ; ainsi, le dispositif est composé de $5 \times 3 \times 3 = 45$ parcelles.

La validation du modèle s'est révélée satisfaisante puisque les apports de compost de lisier de porc pendant quatorze cycles successifs de cultures ont engendré une augmentation de 48 mg.kg^{-1} de zinc correctement reproduite (figure 6.17). De même, les apports d'engrais minéraux (ne contenant pas de zinc) ont été correctement simulés puisque les concentrations en zinc sont restées stables autour de 245 mg.kg^{-1} dans le sol. Pour le cuivre, après les apports de compost de lisier de porc, le modèle a légèrement surestimé les concentrations (22 mg.kg^{-1}) alors que les mesures n'ont montré qu'une augmentation de 16 mg.kg^{-1} . En revanche, pour les apports d'engrais minéraux, le modèle a correctement reproduit la stagnation de la concentration du cuivre dans l'horizon de surface du sol.

Les simulations sur le long terme sont le principal intérêt de ce modèle. Aussi, nous avons simulé l'accumulation des ETM dans un type de sols de l'ouest de la Réunion (un cambisol andique des moyennes planèzes ondulées, cf. figure 6.12) après 100 années d'apports de trois types de PRO. Ceux-ci correspondent à des mélanges des différentes sources de matières organiques présentes sur ce territoire :

- PRO-1 : broyats de déchets verts, fumier de volailles et lisier de porc ;
- PRO-2 : broyats de déchets verts, fientes de volailles et vinasses de distillerie ;
- PRO-3 : broyats de déchets verts, boues de STEP et vinasses de distillerie.

Les trois PRO ont montré une accumulation systématique dans les horizons de surface des sols : $0,15$ à $0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ pour le cadmium, 40 à 60 mg.kg^{-1} pour le cuivre, 30 à 65 mg.kg^{-1} pour le nickel et 120 à 250 mg.kg^{-1} pour le zinc. Le PRO-1 est celui qui accumule le plus de cuivre, de zinc et de nickel (figure 6.18) en raison de sa teneur une fois et demi

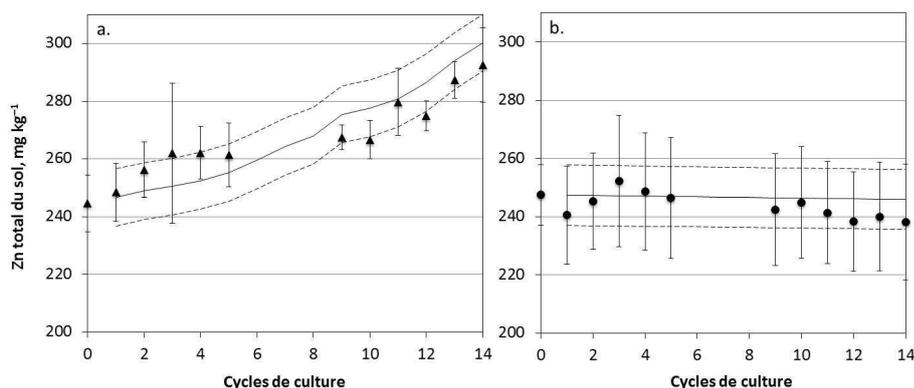


FIGURE 6.17 – Concentrations en zinc mesurées (triangles et ronds) et modélisées (courbes en trait plein) dans l'horizon de surface de l'essai de terrain après apport de compost de lisier de porc à gauche (a) et d'engrais minéral à droite (b) pendant quatorze cycles de culture ; les écart-types sont représentés par les barres d'erreur pour les mesures des concentrations et par les lignes en pointillée pour les valeurs modélisées.

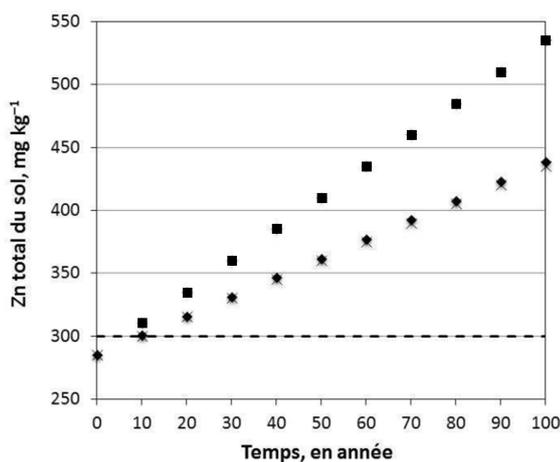


FIGURE 6.18 – Simulation de l'accumulation de zinc dans les sols des moyennes planèzes ondulées après apport des PRO-1 (carré), PRO-2 (croix) ou PRO-3 (losanges).

supérieure à celle des PRO-2 et PRO-3 en ces éléments. Après six années d'épandage du PRO-1 sur ce sol, le seuil fixé par l'arrêté boues de 1998 serait dépassé pour le zinc. En revanche, sur les sols des hautes planèzes (figure 6.12) initialement moins riches en zinc, ce seuil ne serait dépassé qu'après vingt-six années. Pour le cuivre, ce seuil serait franchi après 91 années mais uniquement sur les sols des moyennes planèzes.

La simplicité de ce modèle permet de réaliser de nombreuses simulations avec des jeux de données sur les sols, les PRO et les cultures assez légers. Toutefois, il n'a été validé que pour une seule situation agro-pédologique (maraîchage sur cambisol andique). En outre, du fait qu'il soit empirique, ce modèle ne préjuge pas d'une éventuelle modification de la spéciation des ETM qui pourrait modifier la répartition des flux vers les cultures ou par lixiviation. De même, sur le long terme, l'évolution des propriétés physiques (conductivité hydraulique, porosité, etc.) ou chimiques (pH, teneurs en matières organiques, etc.) des sols est susceptible d'engendrer de substantielles modifications du comportement des ETM (Houot *et al.*, 2009).

6.3.5 Conclusions sur le suivi et la modélisation des transferts d'éléments traces métalliques aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle

La problématique de la contamination des sols et des végétaux par les ETM a débuté à la Réunion dans les années 2000. Les premiers éléments d'inventaire et d'identification des origines de ces ETM dans les sols (Doelsch *et al.*, 2006) ne permettaient pas d'établir des bilans complets lors du recyclage des PRO. Ma contribution principale a donc été de montrer que les ETM apportés par les PRO n'étaient pas mobiles dans deux des principaux types de sol de la Réunion et ce, dans le contexte d'un fond pédogéochimique naturel élevé. À l'échelle de la colonne de sol, l'absence d'une culture et la modification de la structure du sol modifient les conditions de transfert et de prélèvement des ETM tandis qu'à l'échelle de la parcelle, la précision des mesures des ETM et la variabilité spatiale des sols réduit la robustesse de certaines interprétations. Ces difficultés ont justifié le choix de plusieurs échelles d'expérimentation pour atteindre des objectifs spécifiques différents.

Quelle que soit l'échelle de travail, dans les deux types de sols choisis, les ETM étudiés ne montrent pas une grande mobilité ; ici le cuivre et le zinc sont principalement détaillés. Bien qu'attendus au regard des autres études essentiellement en contexte tempéré (Houot *et al.*, 2014), ces résultats apportent néanmoins pour les sols de la Réunion de nouvelles connaissances scientifiques.

En premier lieu, la répartition précise selon la profondeur (par tranche de 2,5 cm) du cuivre et du zinc après un ou plusieurs apports de lisier par comparaison avec un témoin, nous indique que tous les ETM apportés par les lisiers sont stockés entre 0 et 5 cm de profondeur. Seul le cuivre dans le cambisol andique s'accumule un peu plus profondément jusqu'à 15 cm de profondeur.

Deuxièmement, les flux de cuivre et de zinc en solution dans le sol ne sont pas plus importants après apports de lisier, par comparaison avec un témoin, à la profondeur de 15 cm (en colonne) ou de 60 cm (*in situ*). Dans la littérature, les résultats expérimentaux sur les flux d'ETM divergent sensiblement selon la forme sous laquelle les ETM sont apportés (Chang *et al.*, 1984), la nature et les propriétés du sol (McBride, 1989 ; Bradl, 2004), l'intensité des flux d'eau (Vogeler, 2001 ; Egiarte *et al.*, 2006 ; Chahal & Toor, 2011) démontrant ainsi la nécessité d'acquérir des informations représentatives des conditions réelles spécifiques. Pour des expérimentations de court terme, si nous envisageons d'étudier la spéciation de ces métaux en solution dans le sol, nous devons prélever celle-ci dans la couche de surface, plutôt autour de 10 cm. En revanche, dans l'hypothèse d'un suivi à plus long terme, il est possible que les flux de cuivre et de zinc soient observables après des apports de lisier à des profondeurs supérieures ou égales à 20 cm.

Troisièmement, les quantités de cuivre et de zinc prélevées par une plante herbacée fréquente à la Réunion sont très faibles. Ces valeurs confirment d'autres résultats (Mantovi *et al.*, 2003) mais sont plus adaptées au contexte agro-pédologique tropical et volcanique. En terme de bilan d'exportation, ce compartiment « plante » sera certainement toujours négligeable à court terme (Chaney, 2012).

Quatrièmement, la modélisation empirique que nous avons calée et utilisée spécifiquement dans notre contexte confirme, pour plusieurs types de sols de la Réunion, l'atteinte des seuils réglementaires pour plusieurs ETM à court terme pour le zinc et à long terme pour le cuivre et soulève le problème également sous l'angle de la phytotoxicité (McBride, 1995).

L'acquisition de données de référence et le suivi sur le long terme des contaminants est une étape indispensable pour renseigner et utiliser des modèles permettant d'évaluer leur devenir et de prédire les éventuels risques associés. Je développe certaines perspectives de recherche dans cette direction.

TROISIÈME PARTIE :
PERSPECTIVES DE RECHERCHE

CHAPITRE 7

À LA RÉUNION ET AU SÉNÉGAL

Mon projet scientifique personnel est à ce jour indissociable de celui de l'unité de recherche « recyclage et risque » à laquelle je suis rattaché et plus particulièrement à l'axe « interactions entre PRO, eau, sols et plantes ». Après mes travaux de recherches menés à la Réunion, j'ai été affecté au Sénégal en 2011 au sein du laboratoire mixte international (LMI) IE SOL dont la coordination est assurée conjointement par l'IRD et l'ISRA ; l'unité de recherche « recyclage et risque » est l'une des équipes constituantes de ce LMI. Aussi, dans la continuité de mes travaux précédemment présentés, mon projet de recherche est construit en m'appuyant sur deux terrains d'étude en milieu tropical mais présentant des contextes agro-pédologiques et climatiques très différents.

Le premier site d'expérimentation est celui de l'île de la Réunion ; il est localisé sur la station du Cirad à La Mare et fait partie du dispositif SOERE PRO. Ce terrain est celui des travaux que j'ai présenté sur les nitisols à l'échelle de la colonne de sol essentiellement. Le second site est localisé au Sénégal sur la station de l'ISRA à Sangalkam. En effet, dans le cadre du projet ISARD¹, notre unité a commencé à travailler dans un contexte foncièrement différent de celui de la Réunion : l'intensification du maraîchage en milieu périurbain par l'usage de PRO. Depuis mon affectation au Sénégal, je m'approprie et développe ce thème. Sur chacun de ces deux terrains, mes perspectives de recherche se focalisent sur les impacts des apports répétés de PRO. Sur le site de la Réunion, du fait de la présence de certains contaminants et de la nature des PRO apportés sur la canne à sucre, mes perspectives se focaliseront plus particulièrement sur la compréhension des déterminants du transfert des contaminants entre les compartiments eau, sol et plante. En revanche, au Sénégal, les cultures maraîchères, contrairement à la canne à sucre, sont directement consommées. Il semble donc plus pertinent de s'intéresser alors aux points suivants :

- la qualité nutritionnelle et l'absence de différents contaminants (ETM, CTO) dans les cultures maraîchères ;
- la sécurisation de cette production par l'étude de la durabilité des pratiques d'intensification par les PRO : quelles sont les pratiques optimales et durables ?
- l'acquisition de données de référence sur les grands cycles biogéochimiques de la matière organique et des éléments majeurs afin de renseigner et d'utiliser des modèles de simulation.

1. ISARD est l'acronyme du projet « intensification écologique des systèmes de production agricoles par le recyclage des déchets » financé par l'ANR (2009–2012).

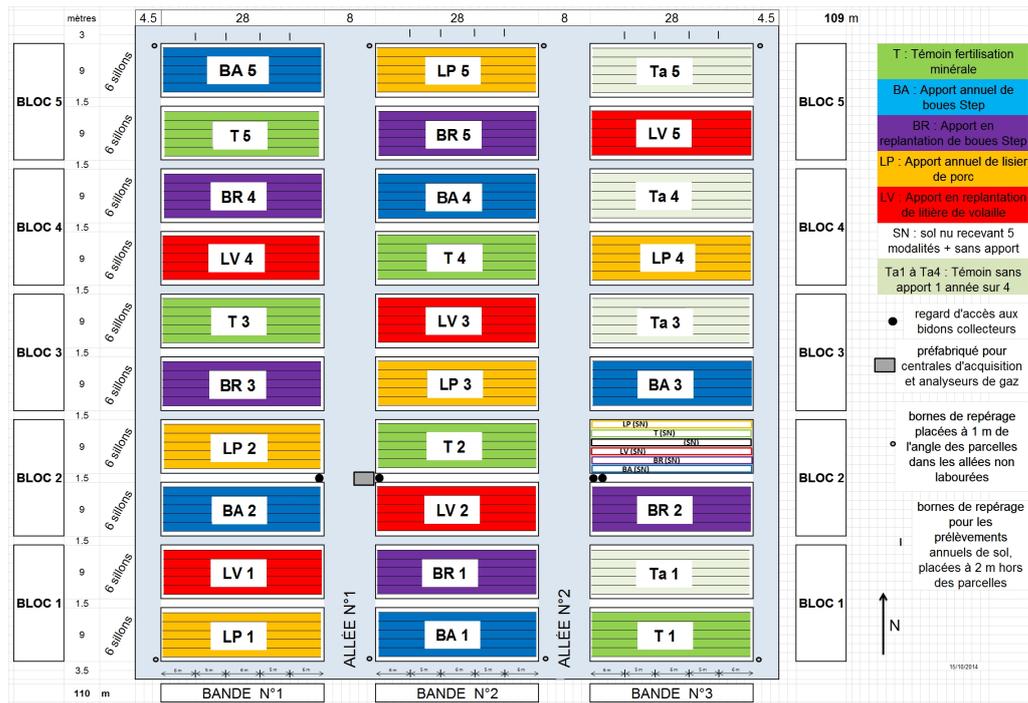


FIGURE 7.1 – Schéma du dispositif expérimental du site du SOERE PRO à la Réunion.

7.1 Le site du Soere Pro à la Réunion

Les SOERE (systèmes d'observation et d'expérimentation au long terme pour la recherche en environnement) sont des réseaux d'observatoire de l'environnement pour lesquels AllEnvi² est en charge de leur évaluation, leur structuration, leur labellisation et leur suivi. Le SOERE PRO s'intéresse donc aux impacts environnementaux des produits résiduels organiques. Il a été labellisé en 2010 et il regroupe, depuis 2013, quatre sites lourdement instrumentés : trois sites en France métropolitaine (Feucherolles, Colmar et Rennes) et le site de la Réunion. Il est coordonné par S. Houot de l'UMR ECOSYS.

7.1.1 Description du dispositif

Le site du SOERE PRO à la Réunion a été mis en place en 2013 au sein de la station de La Mare (nitisol). La station expérimentale est plantée en canne à sucre, culture semi-pérenne représentant près de 60 % de la surface agricole utile de la Réunion. Dans notre essai, la canne à sucre est replantée tous les quatre ans. La température annuelle moyenne est proche de 25°C et les précipitations annuelles sont d'environ 2000 mm. Différents PRO d'origine urbaine et agricole sont apportés selon les modalités suivantes :

- BA : apport annuel de boues de STEP ;
- BR : apport en replantation de boues de STEP ;
- LP : apport annuel de lisier de porc ;
- LV : apport en replantation de litière de volaille ;
- T : témoin fertilisation minérale ;
- SN : sol nu recevant les cinq modalités et une modalité sans apport.

2. AllEnvi est une alliance nationale de recherche pour l'environnement dont l'objectif est de contribuer à faire de la France l'un des acteurs de référence des sciences et technologies de l'environnement et de l'alimentation au sein de l'espace européen de la recherche.

Toutes les modalités avec PRO sont complétées afin d'équilibrer les apports des éléments majeurs (N, P, K, Ca et Mg). Sur près d'un hectare, l'essai est constitué de cinq blocs identiques (figure 7.1). Sur le bloc 2, toutes les modalités sont équipées de tensiomètres et de sondes TDR pour mesurer les flux d'eau en continu sur tout le profil de sol. Les températures et la conductivité électrique sont également mesurées sur tout le profil de sol. Les solutés sont prélevés à l'aide de plaques lysimétriques installées à un mètre de profondeur. Sur les parcelles BA, LP, LV et T, les gaz CO₂ et N₂O sont mesurés quatre fois par jour dans des enceintes climatiques dont l'ouverture et la fermeture sont automatisées. L'enregistrement automatisé des données hydrodynamiques et les instruments d'analyse des gaz sont centralisés dans un local technique au sein de la parcelle.

7.1.2 Perspectives de recherche

Mes perspectives de recherche dans le contexte de l'île de la Réunion concernent, en premier lieu, l'évolution de deux types de contaminants (les ETM et les composés traces organiques (CTO)) et les grands cycles biogéochimiques, dans un second temps.

Dans mes travaux précédemment présentés, j'ai établi à l'aide des bilans de masse des ETM que sur ce nitisol ces éléments, qu'ils soient apportés par les PRO ou déjà présents dans le sol, étaient essentiellement immobiles et qu'ils s'accumulaient dans les premiers centimètres en surface du sol. Toutefois, la spéciation des ETM peut être différente pour chaque ETM et pour chaque PRO : le cuivre dans les lisiers de porc est essentiellement sous la forme Cu₂S (Legros *et al.*, 2010) alors que pour d'autres PRO le cuivre est surtout lié aux fractions organiques et le zinc essentiellement adsorbé sur les oxydes de fer (Tella *et al.*, 2016). Cette diversité de la spéciation des ETM dans les PRO se répercute naturellement lorsque ceux-ci sont apportés aux sols. Or, suite à l'apport de PRO à long terme, l'évolution de cette spéciation dans les sols reste méconnue (Franco *et al.*, 2006) et répond certainement à de nombreux paramètres. Formentini *et al.* (2015) ont montré dans un latosol du Brésil, aux propriétés assez proche du nitisol, que le cuivre et le zinc migraient jusqu'à 15 cm de profondeur après onze années d'apports de 200 m³.ha⁻¹.an⁻¹ de lisiers de porc alors que ces éléments restaient dans les 5 premiers centimètres du sol pour des apports deux à quatre fois plus faibles. En outre, à l'aide d'extractions sélectives, ces mêmes auteurs ont montré que le cuivre était essentiellement lié à la fraction organique alors que le zinc était distribué entre les fractions organique et adsorbable.

Dans un premier temps, il m'apparaît important d'affiner nos connaissances sur la spéciation de certains ETM dans les PRO apportés. La répartition des ETM dans les différentes fractions des extractions sélectives, par exemple, aussi bien dans les PRO que dans les sols déjà amendés, devraient nous renseigner sur certaines de leurs propriétés à long terme que nous pourrions confronter régulièrement aux suivis que nous réalisons. Ces techniques « chimiques » montrent rapidement leurs limites et nécessiteront d'être complétées. La séparation et l'individualisation des phases porteuses des ETM par des méthodes physiques (séparation granulométrique ou densitométrique par exemple), pourrait nous permettre d'affiner ces connaissances.

Dans le cadre du projet Digestate³, des travaux sont également envisagés pour étudier l'évolution de la spéciation des ETM au cours des processus de transformation des PRO (compostage, digestion anaérobie, etc.). En effet, en amont de l'épandage des PRO, la diversité de la spéciation des ETM résulte principalement d'une diversité des modes de production de ces PRO et de leurs évolutions, essentiellement liés aux conditions physico-chimiques. Il est intéressant de déterminer dans quelles conditions physico-chimiques les ETM acquièrent leurs spéciations et dans quelles conditions hydrodynamiques ils deviennent

3. Digestate est l'acronyme du projet « Diagnosis of Waste Treatments for Contaminant Fates in the Environment » financé par l'ANR (2016-2019).

mobiles et migrent dans le sol. Ici, une difficulté réside dans le suivi de cette spéciation à différents stades de transformation du PRO. Un enjeu d'importance sera *in fine* de comprendre comment la spéciation des ETM influence leur mobilité sur le long terme.

Dans un second temps, je m'intéresserais aux divers et nombreux composés traces organiques (CTO). Plusieurs d'entre eux font l'objet de réglementations et sont donc étudiés depuis plus longtemps : les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les dioxines et les furanes. Les HAP, constitués d'au moins deux cycles aromatiques fusionnés, sont issus des produits pétroliers et résultent notamment d'une combustion incomplète. Les PCB sont des composés aromatiques organochlorés qui ont été produits entre 1930 et le début des années 1980 pour leurs qualités d'isolants électriques, leur stabilité thermique, leur excellente lubrification et leur résistance au feu. Toutefois, il existe des centaines d'autres composés qui ne sont pas réglementés mais qui font l'objet de nombreuses études scientifiques. L'intérêt croissant pour les CTO résultent des risques graves pour la santé humaine, avérés ou suspectés, parfois même à de très faibles concentrations.

Mon objectif principal sera de suivre l'évolution au cours du temps et les transferts entre les compartiments de l'écosystème de quelques CTO identifiés dans les différents PRO apportés. En effet, les études permettant d'établir des bilans des CTO restent disparates et sont confrontées à de nombreuses difficultés. La plupart des CTO sont ubiquistes dans les sols et dans les PRO et il peut être difficile d'identifier leurs origines. Par ailleurs, les méthodes d'analyses sont encore souvent en développement du fait des faibles concentrations des CTO, des méthodes d'extraction encore perfectibles et des effets matriciels. Ces difficultés analytiques et méthodologiques pourront être partiellement compensées par un suivi sur le long terme et une répétition dans le temps des analyses de CTO dans des parcelles où les concentrations de base sont connues.

Ma dernière perspective de recherche sur ce site concerne l'acquisition de données de références sur les grands cycles biogéochimiques de la matière organique et des éléments majeurs associés aux différents apports de PRO (azote, phosphore, potassium). En effet, notre dispositif expérimental permet de suivre l'évolution des stocks dans le sol à différentes profondeurs, les exportations par les cultures et les pertes par lixiviation. Par ailleurs, la mise en place des enceintes de mesure des gaz CO_2 et N_2O ainsi que les mesures ponctuelles de NH_3 , nous permettra d'évaluer finement les pertes gazeuses au cours de l'année. L'utilisation du marquage isotopique de l'azote par enrichissement des paillis, des apports d'engrais minéraux, etc. sera un outil complémentaire qui nous permettra de déterminer les contributions respectives des différents compartiments dans son cycle complexe. Ces données nous permettraient de renseigner des modèles mécanistes, à l'image du modèle WAVE déjà utilisé, afin de simuler les impacts de l'épandage de PRO sur le long terme ou avec des doses d'apport différentes.

7.2 Perspectives de recherche au Sénégal

7.2.1 Contexte de l'agriculture maraîchère dans la zone périurbaine de Dakar

L'agriculture urbaine est indispensable pour répondre aux besoins alimentaires de la population et elle favorise la proximité d'un marché de consommation en ville. Elle contribue essentiellement à l'approvisionnement de denrées alimentaires, à la création d'emplois et de revenus et à la gestion des déchets organiques. Ce système de production dépend essentiellement de la disponibilité des terres, de l'eau et des intrants organiques et miné-

raux. De ce fait, l'urbanisation accélérée et l'accroissement de la population dans certaines régions en Afrique de l'ouest intensifient considérablement les défis d'une sécurité alimentaire. Ces deux facteurs sont aussi associés à la présence importante de différentes sources de matières organiques. Ainsi, pour maintenir une production élevée, dans un contexte d'enchérissement des engrais minéraux, les agriculteurs ont recours fréquemment aux matières organiques d'origine agricole (lisiers, fumiers, fientes, composts, etc.), urbaine (boues de station d'épuration, déchets ménagers, etc.) et agro-industrielle (déchets d'abattoirs, tourteaux, vinasses, etc.), mais sans pouvoir les maîtriser (Cofie *et al.*, 2006 ; N'Dienor, 2006 ; Doelsch *et al.*, 2011).

Au Sénégal, les pratiques agricoles autour des villes, particulièrement dans la zone des Niayes couvrent plus de 80 % de la production horticole nationale avec une large diversité de cultures maraîchères à haute valeur ajoutée (Fall *et al.*, 2001). La diversité et l'intensification des cultures dans la zone des Niayes s'expliquent par l'existence de caractéristiques pédologiques favorables, assez variées et d'un climat propice. S'y ajoute la présence de grandes villes (Dakar, Louga, Thiès et Saint-Louis) qui offrent des marchés de proximité avec un pouvoir d'achat conséquent. Ainsi, la contribution de la région de Dakar est considérable puisqu'elle abrite 23,2 % de la population nationale. La présence de ce grand centre de consommation a été un facteur déterminant pour le développement du maraîchage dans les Niayes puisque la région de Dakar couvrirait plus de 60 % de la consommation de la ville de Dakar en légumes (Gaye & Niang, 2010).

Deux grands bassins de productions maraîchères sont présents dans cette zone des Niayes, à proximité de Dakar. Sur le bassin de Pikine, les principales cultures maraîchères sont respectivement : la laitue, la tomate (*Lycopersicon esculentum*), l'aubergine et le poivron (*Capsicum annuum* L.). Sur le bassin de Rufisque, les principales spéculations sont : le chou pomme (*Brassica oleracea*), la carotte (*Daucus carota* var.), le poivron, la laitue, l'oignon (*Allium cepa*) et la tomate. Dans cette zone, la production est essentiellement assurée par de petites exploitations, souvent familiales (Badiane *et al.*, 2000 ; Fall *et al.*, 2001), soumises fréquemment à des pressions budgétaires. Ces systèmes de production utilisent généralement des PRO pour maintenir la production, seuls ou associés à des engrais minéraux. Toutefois, le manque de références agronomiques actualisées fait qu'actuellement la maîtrise de la fertilisation organique des sols cultivés dans les Niayes reste une problématique (Hodomihou *et al.*, 2016). En effet, les agriculteurs des Niayes se basent jusqu'à présent sur des connaissances traditionnelles pour fertiliser leurs cultures (Fall *et al.*, 2001). Les modalités d'apports mal maîtrisées de PRO et répétées à chaque cycle de culture peuvent ainsi induire des conséquences environnementales négatives. Par exemple :

- lorsque l'azote est apporté en trop grandes quantités par rapport aux besoins des cultures, les nappes phréatiques des Niayes peuvent être contaminées (Sall & Van-clooster, 2009). De même, un mauvais usage des pesticides engendre une contamination significative des nappes phréatiques des Niayes (Ngom *et al.*, 2012) ;
- lorsque les PRO sont apportés en trop grandes quantités, Hodomihou *et al.* (2015) ont observé une accumulation des ETM dans les horizons superficiels des deux grands types de sols de la zone des Niayes ;
- les ETM, apportés de manière répétée par certains PRO, peuvent avoir aussi une influence sur les organismes du sol, conduisant à des modifications de la biodiversité (Kelly *et al.*, 2003 ; Hinojosa *et al.*, 2010). Mais les PRO, par leur apport massif en matière organique, peuvent également stimuler les populations et la diversité microbienne en fonction de leur composition biochimique. Les communautés microbiennes du sol sont alors utilisées telles un bioindicateur sensible de l'impact des pratiques.

Ces impacts négatifs sur les sols et les nappes phréatiques, voire les cultures, des Niayes pourraient ensuite induire une réduction de la productivité des sols à moyen terme et engendrer l'apparition de symptômes sur les cultures à court terme. En vue de la préservation

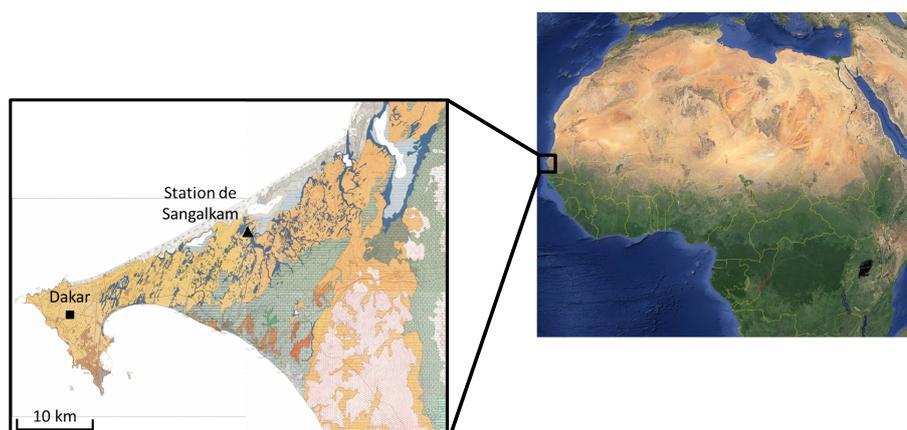


FIGURE 7.2 – Localisation du Sénégal en Afrique de l'ouest (figure de droite) et de la station de Sangalkam dans la région de Dakar (figure de gauche).

vation durable des agrosystèmes, la préoccupation majeure dans cette région devrait être la compréhension des trajectoires d'évolution des sols amendés par de fortes quantités de matières organiques et les impacts environnementaux associés. Aussi, dans le cadre de mes projets de recherche, ma démarche sera :

- de mettre en place et de suivre un site expérimental sur la station de l'ISRA de Sangalkam (figure 7.2) afin de connaître précisément les impacts à long terme de l'épandage des PRO sur des cultures maraîchères ;
- de développer des expérimentations connexes sur les mêmes types de sol pour répondre à des questions plus spécifiques.

7.2.2 Description de l'expérimentation pour le suivi à long terme de l'impact des produits résiduaux organiques

Le climat de la région de Dakar est de type sahélo-soudanien mais fortement influencé par l'alizé boréal maritime issu de l'anticyclone des Açores. La pluviométrie moyenne est comprise entre 450 et 500 mm/an et elle est concentrée au cours de la saison des pluies allant de juillet à septembre. Elle présente toutefois une forte variabilité interannuelle. La température moyenne annuelle est de 24,4°C, oscillant de 20,4°C en février à 28,2°C en septembre. L'évaporation journalière moyenne présente peu de variation à l'échelle annuelle puisqu'elle est comprise entre 4,6 et 5,8 mm.

Le dispositif expérimental consistera à comparer une fertilisation minérale témoin aux trois PRO suivant :

- une boue de station d'épuration (B) ;
- une litière de volaille (LV) ;
- un digestat de méthanisation (DM).

La fertilisation minérale témoin correspondra pour chaque spéculation aux recommandations locales. Les doses de PRO seront ajustées à 100 % et 200 % de cette fertilisation témoin.

Les cultures maraîchères seront conduites à l'identique pour toutes les parcelles et donc pour toutes les modalités d'apports de PRO. Ainsi, plusieurs cultures successives au cours de l'année seront conduites sur la base de celles observées dans les deux principaux bassins maraîchers de la zone des Niayes. Les cultures ont été choisies en fonction du calendrier cultural de la zone, de leur précocité et de leur physionomie. À partir des enquêtes déjà réalisées et des observations, la rotation sera, dans l'ordre, à partir de la sortie de l'hivernage (octobre ou novembre) : tomate, laitue et carotte.

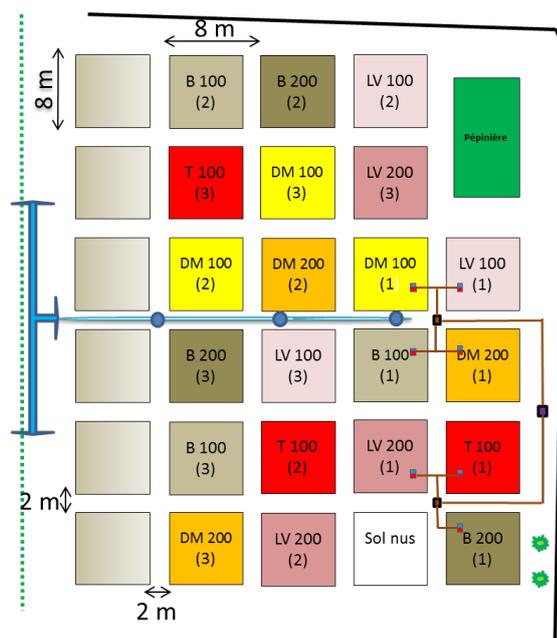


FIGURE 7.3 – Schéma du dispositif expérimental sur la station de Sangalkam.

Nous avons subdivisé notre expérimentation en parcelle carrées de 8 mètres de côté séparées par des allées de 2 mètres de largeur (figure 7.3). Chaque parcelle est constituée de six planches de 1 mètre de large et 8 mètres de long (soit 8 m^2) espacées de 0,4 mètre. Le dispositif a été randomisé avec trois répétitions par traitement. Ainsi, pour chaque traitement les parcelles ont été numérotées de 1 à 3.

Sur l'une des répétitions de chaque modalité, des tensiomètres et des sondes TDR mesureront les flux d'eau en continu aux profondeurs de 20, 40 et 60 cm. Les températures et la conductivité électrique sont également mesurées sur tout le profil de sol. Les solutés sont prélevés à l'aide de plaques lysimétriques installées en deçà de la profondeur racinaire des différentes spéculations (40 centimètre de profondeur).

7.2.3 Perspectives de recherche

Sur l'essai de longue durée

Mon premier objectif majeur sera de déterminer et de modéliser la dynamique de la matière organique et le fonctionnement des cycles biogéochimiques des éléments majeurs apportés par les PRO (azote, phosphore, potassium...). En effet, le dispositif permettra d'acquérir toutes les composantes de ces flux dans les PRO, dans les sols, dans les plantes et les lixiviats ; seules les émissions gazeuses ne seront pas mesurées *in situ*. Pour combler ce dernier manque, celles-ci seront mesurées au laboratoire en conditions contrôlées au sein du LMI IE SOL. En effet, les apports répétés de PRO modifient positivement les caractéristiques structurales du sol (Abiven *et al.*, 2009), améliorent le fonctionnement microbiologique du sol (Ros *et al.*, 2006) et la fertilité chimique du sol (Diacono & Montemurro, 2010). Toutefois, les données de référence et les travaux dans les contextes semblables au nôtre, ne sont pas assez nombreuses pour paramétrer et valider des modèles de simulation de ces grands cycles biogéochimiques et de l'évolution des caractéristiques physiques et physico-chimiques des sols.

Le second objectif consistera à suivre l'évolution et les transferts des contaminants (ETM et CTO) apportés par les PRO. Si les travaux de Tella *et al.* (2013) ont montré que

certaines PRO au Sénégal contenaient de fortes teneurs en ETM, il n'existe pas de données actuellement sur les teneurs en CTO dans les PRO au Sénégal. Dans le cadre du projet « mise en œuvre du volet recherche scientifique du programme national de biogaz domestique au Sénégal », nous avons d'ores-et-déjà prévu d'analyser ces contaminants sur des digestats de méthanisation. Il sera judicieux d'étendre ces analyses à d'autres PRO afin d'établir un inventaire de la présence de ces contaminants. Par ailleurs, nous suivrons l'évolution et le devenir des CTO présents dans les PRO apportés sur l'expérimentation.

Le troisième objectif sera de déterminer si les PRO ont un impact sur la qualité nutritionnelle des cultures maraîchères et sur la résistance de ces cultures aux bio-agresseurs et aux ravageurs. En effet, dans le cadre du projet IntenseMaraichage (2016-2018), financé par le métaprogramme Glofoods, nous prévoyons de réaliser des analyses des micro-nutriments sur les cultures maraîchères, afin d'identifier d'éventuels déséquilibres en lien avec la fourniture minérale du sol, ainsi que des analyses de la fermeté des parties comestibles. De plus, les maladies et les attaques sur les cultures seront caractérisées régulièrement par deux variables : l'incidence (représentant le pourcentage de plantes atteintes dans une parcelle) et la sévérité (caractérisant la gravité des attaques, calculée à partir des notes de gravité ou des indices).

Dans la région des Niayes

Bien que les pratiques agricoles soient variées dans la région des Niayes de Dakar, les apports de PRO sur les cultures maraîchères sont systématiques au début de chaque nouveau cycle de culture. Ainsi, trois à cinq apports annuels peuvent être réalisés et ce, dans des proportions peu maîtrisées. Le récent diagnostic réalisé par Hodomihou *et al.* (2016) a montré qu'après plusieurs décennies, les contaminations de ces sols maraîchers en ETM étaient significatives. Or, la sécurisation des productions maraîchères passe indéniablement par une intensification *durable* de la productivité des sols.

Dans le cadre du projet IntenseMaraichage, mes perspectives de recherche seront de déterminer *les critères et le niveau d'intensification durable optimal* préservant la qualité des sols et n'impactant pas négativement les autres compartiments de l'écosystème dont les cultures. Pour cela, j'envisage de tester plusieurs itinéraires techniques avec des doses de PRO variables, voire des mélanges de PRO, et de suivre les compartiments potentiellement impactés à l'échelle fine des processus biogéochimiques.

7.3 Conclusion générale

Après avoir mis en œuvre des approches multi-échelles pour étudier les transferts de contaminants majeurs et traces, mes perspectives scientifiques se recentrent principalement vers l'expérimentation à l'échelle de la parcelle. Toutefois, bien que les thématiques de mes perspectives scientifiques soient sensiblement les mêmes sur les deux sites tropicaux que j'envisage de suivre, les finalités sont différentes.

En effet, sur le site de la Réunion, l'enjeu majeur est de comprendre le devenir des contaminants traces, particulièrement les CTO pour lesquels certaines connaissances sont balbutiantes alors que certains effets toxiques sont reconnus. Les enjeux, en terme de toxicité, sont donc prégnants notamment concernant les risques de transfert vers l'homme. En revanche, sur le site du Sénégal, les préoccupations sociétales, qui orientent mes perspectives de recherche, sont plus directes et liées à la qualité sanitaire des productions maraîchères. Dans tous les cas, l'objectif recherché, sur le long terme, est la préservation durable des écosystèmes non-renouvelables à l'échelle humaine, principalement le sol et les ressources en eau.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abiven, S., Menasseri, S., & Chenu, Cl. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**(1), 1–12.
- Alarcon, Cl. 1995. *Cycle biogéochimique du silicium en environnement tropical: application à l'étude des sols à mascareignite de l'île de la Réunion*. Thèse de l'université d'Aix-Marseille III.
- Alary, K., Babre, D., Caner, L., Feder, F., Szwarc, M., Naudan, M., & Bourgeon, G. 2013. Pretreatment of Soil Samples Rich in Short-Range-Order Minerals Before Particle-Size Analysis by the Pipette Method. *Pedosphere*, **23**(1), 20–28.
- Albrecht, A., Brossard, M., Chotte, J.-L., & Feller, Ch. 1992. Les stocks organiques des principaux sols cultivés de la Martinique (Petites Antilles). *Cahiers ORSTOM, série Pédologie*, **27**(1), 23–36.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.H., Hackett, G., Petty, R.J., & Thornhill, J. 1987. *DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Ardakani, M. S., Rehbock, J. T., & McLaren, A. D. 1974. Oxidation of ammonium to nitrate in a soil column. *Soil Science Society of America Journal*, **38**(1), 96–99.
- Aubert, G., & Ségalen, P. 1966. Projet de classification des sols ferrallitiques. *Cahiers ORSTOM, série Pédologie*, **4**(4), 97–112.
- Aubry, Ch., Paillat, J.-M., & Guerrin, F. 2006. A conceptual representation of animal waste management at the farm scale: The case of the Reunion Island. *Agricultural Systems*, **88**(2-3), 294–315.
- Badaut, D., Decarreau, A., & Besson, G. 1992. Ferripyrophyllite and related Fe³⁺-rich 2:1 clays in recent deposits of Atlantis II Deep, Red Sea. *Clay minerals*, **27**(2), 227–244.
- Badiane, A. N., Diagne, M., Fall, A., Faye, A., Kébé, M., Kholjma, M., & Sène, M. 2000. *Gestion et transformation de la matière organique: synthèse des travaux de recherche menés au Sénégal depuis 1945*. Institut sénégalais de la recherche agricole (Isra).
- Baize, D. 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Inra (éd.), Paris.
- Barrow, N.J. 1986. Reaction of Anions and Cations with Variable-Charge Soils. *Advances in Agronomy*, **38**, 183–230.
- Bourrié, G., Berthelin, J., Génin, J.-M. R., Trolard, F., Klingelhöfer, G., Abdelmoula, M., Appenzeller, B., Benali, O., Bernhardt, B., Block, J.-C., Ehrhardt, J.-J., Feder, F., Géhin, A., Gury, M., Herbillon, A. J., Jeanroy, E., Jorand, F., Ona-Nguema, G., Refait, Ph., & Stemmler, S. 2000. Rôle des processus biogéochimiques sur les transformations

- minéralogiques des oxydes de fer dans les sols hydromorphes. *Les composés lamellaires. Réunion de la société française de minéralogie et de cristallographie et du groupe français des argiles, Porquerolles, France, 2000/10/09-11.*
- Bourrié, G., Trolard, F., Refait, Ph., & Feder, F. 2002. A solid solution model for FeII–FeIII–Mg green rust (fougerite): structural and geochemical constraints. *17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand, 2002/08/14-21.*
- Bourrié, G., Trolard, F., Refait, Ph., & Feder, F. 2004. A solid-solution model for Fe(II)-Fe(III)-Mg green rust and Fougerite and estimation of their Gibbs free energies of formation. *Clays and Clay Minerals*, **52**(3), 382–394.
- Bourrié, G., Trolard, F., & Feder, F. 2007. Critère d'identification de la fougerite dans les sols hydromorphes et nature de l'anion compensateur. *9^{es} journées nationales d'études des sols, Angers, France, 2007/04/03-05.*
- Bradl, H. B. 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, **277**(1), 1–18.
- Brown, C., Hart, A., Lewis, K., & Dubus, I. 2003. p-EMA (I): simulating the environmental fate of pesticides for a farm-level risk assessment system. *Agronomie*, **23**(1), 67–74.
- Buurman, P., de Boer, K., & Pape, Th. 1997. Laser diffraction grain-size characteristics of Andisols in perhumid Costa Rica: the aggregate size of allophane. *Geoderma*, **78**, 71–91.
- Carrillo-Gonzalez, R., Simunek, J., Sauvé, S., & Adriano, D. 2006. Mechanisms and Pathways of Trace Element Mobility in Soils. *Pages 111–178 of: Advances in Agronomy*, vol. 91. Elsevier.
- Chahal, M. K., & Toor, G. S. 2011. Trace metal leaching in a spodosol irrigated with tomato packinghouse wastewater: Trace metal leaching in a spodosol. *Soil Use and Management*, **27**(4), 480–490.
- Chaney, R. L. 2012. Food safety issues for mineral and organic fertilizers. *Advances in Agronomy*, **117**(51), e116.
- Chang, A. C., Warneke, J. E., Page, A. L., & Lund, L. J. 1984. Accumulation of Heavy Metals in Sewage Sludge-Treated Soils. *Journal of Environmental Quality*, **13**(1), 87–91.
- Clay, D. E., Zheng, Z., Liu, Z., Clay, S. A., & Trooien, T. P. 2004. Bromide and Nitrate Movement through Undisturbed Soil Columns. *Journal of Environment Quality*, **33**(1), 338.
- Cofie, O., Bradford, A. A., & Dreschel, P. 2006. Recycling of urban organic waste for urban agriculture. *Pages 209–242 of: Cities farming for the future - Urban agriculture for sustainable cities.* René van Veenhuizen (ed.), RUAF Foundation, IDRC and IIRR.
- Collin, B., & Doelsch, E. 2008. *Evaluation de la mobilité et de la phytodisponibilité des éléments traces métalliques des sols.* Cirad.
- Colmet-Daage, F., Gautheyrou, J., Gautheyrou, M., & de Kimpe, C. 1973. Étude des sols à allophane dérivés de matériaux volcaniques des Antilles et d'Amérique latine à l'aide de techniques de dissolution différentielle. *Cahiers ORSTOM, série Pédologie*, **11**(2), 97–120.
- Cornell, R.M., & Schwertmann, U. 1996. *The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrences and Uses.* Second Edition. VCH, Weinheim, Basel, New York.
- Cornu, S., Neal, C., Ambrosi, J.-P., Whitehead, P., Neal, M., Sigolo, J., & Vachier, P. 2001. The environmental impact of heavy metals from sewage sludge in ferralsols (Sao Paulo, Brazil). *Science of the total environment*, **271**(1), 27–48.
- CPCS. 1967. *Classification des sols.* Commission de pédologie et cartographie des sols. École nationale supérieure agronomique, Grignon, France.
- Diacono, M., & Montemurro, F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **30**(2), 401–422.

- Doelsch, E. 2010. *Étude du comportement des éléments majeurs et traces à l'interface eau-sol-plante : une approche multi-technique et multi-échelle*. Mémoire pour l'obtention de l'habilitation à diriger des recherches. Université de Aix-Marseille III.
- Doelsch, E., Van de Kerchove, V., & Saint Macary, H. 2006. Heavy metal content in soils of Réunion (Indian Ocean). *Geoderma*, **134**(1-2), 119–134.
- Doelsch, E., Masion, A., Moussard, G. D., Chevassus-Rosset, Cl., & Wojciechowicz, O. 2010. Impact of pig slurry and green waste compost application on heavy metal exchangeable fractions in tropical soils. *Geoderma*, **155**(3-4), 390–400.
- Doelsch, E., Basile-Doelsch, I., Bottero, J. Y., Cazevielle, P., Chevassus-Rosset, C., Feder, F., Garnier, J. M., Gaudet, J. P., Legros, S., Levard, C., Masion, A., Moussard, G. D., Rose, J., & Saint Macary, H. 2011. Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux (île de la Réunion) : quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques? *Étude et Gestion des Sols*, **18**(3), 175–186.
- Drits, V.A., & Manceau, A. 2000. A model for the mechanism of Fe³⁺ to Fe²⁺ reduction in dioctahedral smectites. *Clays and Clay Minerals*, **48**(2), 185–195.
- Duwig, C., Becquer, Th., Clothier, B. E., & Vauclin, M. 1999. A simple dynamic method to estimate anion retention in an unsaturated soil. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, **328**(11), 759–764.
- Duwig, C., Normand, B., Vauclin, M., Vachaud, G., Green, S.R., & Becquer, Th. 2003. Evaluation of the WAVE model for predicting nitrate leaching for two contrasted soil and climate conditions. *Vadose Zone Journal*, **2**(1), 76–89.
- Egiarte, G., Camps Arbostain, M., Ruíz-Romera, E., & Pinto, M. 2006. Study of the chemistry of an acid soil column and of the corresponding leachates after the addition of an anaerobic municipal sludge. *Chemosphere*, **65**(11), 2456–2467.
- Eneji, A.E., Honna, T., Yamamoto, S., Saito, T., & Masuda, T. 2002. Nitrogen transformation in four Japanese soils following manure + urea amendment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **33**(1&2), 53–66.
- Fall, A. S., Fall, S. T., Cissé, I., Badiane, A. N., Diao, M. B., & Fall, C. A. 2001. *Cités horticoles en sursis? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal*. Centre de recherches pour le développement international (CRDI).
- Fanning, D.S., Rabenhorst, M.C., May, L., & Wagner, D.P. 1989. Oxidation state of iron in glauconite from oxidized and reduced zones of soil-geologic columns. *Clays and Clay Minerals*, **37**(1), 59–64.
- Feder, F. 2013. Soil map update: Procedure and problems encountered for the island of Réunion. *Catena*, **110**, 215–224.
- Feder, F., & Bourgeon, G. 2009. Mise à jour de la carte des sols de l'île de la Réunion. Démarche suivie et problèmes rencontrés. *Étude et Gestion des Sols*, **16**(2), 85–99.
- Feder, F., & Findeling, A. 2007. Retention and leaching of nitrate and chloride in an andic soil after pig manure amendment. *European Journal of Soil Science*, **58**(2), 393–404.
- Feder, F., Bourrié, G., & Trolard, F. 1998. *In situ* continuous monitoring of soil solution chemistry. *Mineralogical magazine*, **A**, **62**, 441–442.
- Feder, F., Bourrié, G., & Trolard, F. 1999a. Mesures en continu et *in situ* des paramètres de la solution du sol. *Réunion de la direction scientifique « Environnement Forêt et Agriculture », Évian, France, 1999/02*.
- Feder, F., Trolard, F., Bourrié, G., Klingelhöfer, G., & Génin, J.-M. R. 1999b. Utilisation *in situ* de la spectrométrie Mössbauer pour la caractérisation des oxydes de fer dans les sols hydromorphes. *Journées « jeunes chercheurs », association française pour l'étude du sol (AFES), Paris, France, 1999/11/18*.

- Feder, F., Klingelhofer, G., Trolard, F., Bernhardt, B., Bourrié, G., & Génin, J.-M. R. 2000. Suivi *in situ* par spectrométrie Mössbauer de la dynamique des oxydes de fer dans un sol hydromorphe. *6^{es} journées nationales d'étude des sols, Nancy, France, 2000/04/25-28*.
- Feder, F., Klingelhofer, G., Trolard, F., & Bourrie, G. 2002. In situ Mossbauer spectroscopy and soil solution monitoring to follow spatial and temporal iron dynamics. *17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand, 2002/08/14-21*.
- Feder, F., Trolard, F., Klingelhöfer, G., & Bourrié, G. 2005. *In situ* Mössbauer spectroscopy: Evidence for green rust (fougerite) in a gleysol and its mineralogical transformations with time and depth. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **69**(18), 4463–4483.
- Feder, F., Olivier, R., Alary, K., & Bourgeon, G. 2006. Characterization of a soil catena on the western slope of the Piton des Neiges volcano (la Réunion). *In: 18th world Congress of Soil Science, 2006/07/9-15, Philadelphia, Pennsylvania, USA*.
- Feder, F., Robin, J.-G., & Bourgeon, G. 2008. Cartographie de la vulnérabilité des aquifères de l'ouest de l'île de la Réunion au transfert de polluants = Cartography of groundwater vulnerability to pollutants transfer in Western part of La Reunion Island. *In: IWRA, 13^e congrès mondial de l'eau, Montpellier, 1-4 septembre 2008*.
- Feder, F., Bochu, V., Findeling, A., & Doelsch, E. 2015. Repeated pig manure applications modify nitrate and chloride competition and fluxes in a Nitisol. *Science of The Total Environment*, **511**, 238–248.
- Formentini, T., Mallmann, F., Pinheiro, A., Fernandes, C., Bender, M., da Veiga, M., dos Santos, D., & Doelsch, E. 2015. Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. *Science of The Total Environment*, **536**(Dec.), 831–839.
- Franco, A., Schuhmacher, M., Roca, E., & Luis Domingo, J. 2006. Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: Estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartment model. *Environment International*, **32**(6), 724–732.
- Fujikawa, Y., & Fukui, M. 2001. Vertical Distribution of Trace Metals in Natural Soil Horizons from Japan Part 2: Effects of Organic Components in Soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, **131**(1-4), 305–328.
- Gaye, M., & Niang, S. 2010. *Manuel des bonnes pratiques de l'utilisation saine des eaux usées dans l'agriculture urbaine*. ENDA RUP, Dakar.
- Guerbet, M., & Jouany, J. M. 2002. Value of the SIRIS method for the classification of a series of 90 chemicals according to risk for the aquatic environment. *Environmental Impact Assessment Review*, **22**(4), 377–391.
- Helgeson, H. C. 1968. Evaluation of irreversible reactions in geochemical processes involving minerals and aqueous solutions – I. Thermodynamic relations. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **32**, 853–877.
- Heller-Kallai, L. 1997. Reduction and reoxidation of nontronite: the data reassessed. *Clays and clay minerals*, **45**(3), 476–479.
- Hinojosa, B. M., García-Ruiz, R., & Carreira, J. A. 2010. Utilizing microbial community structure and function to evaluate the health of heavy metal polluted soils. *Pages 185–224 of: Soil Biology - Soil Heavy Metals*. Springer.
- Hodomihou, N. R., Feder, F., Doelsch, E., Agbossou, E. K., Amadji, G. L., Ndour-Badiane, Y., Cazevieille, P., Chevassus-Rosset, C., & Masse, D. 2015. Caractérisation des risques de contamination des agrosystèmes périurbains de Dakar par les éléments traces métalliques. *Agronomie Africaine*, **27**(1), 69–82.
- Hodomihou, N. R., Feder, F., Masse, D., Agbossou, E. K., Amadji, G. L., Ndour-Badiane, Y., & Doelsch, E. 2016. Diagnostic de contamination des agrosystèmes périurbains

- de Dakar par les éléments traces métalliques. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, **20**(3).
- Houot, S., Cambier, Ph., Benoit, P., Bodineau, G., Deschamps, M., Jaulin, A., Lhoutellier, C., & Barriuso, E. 2009. Effet d'apports de composts sur la disponibilité de micropolluants métalliques et organiques dans un sol cultivé. *Étude et gestion des sols*, **16**(3/4), 255–274.
- Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Aubry, Ch., Augusto, L., Barbier, R., Benoit, P., Bruguère, H., Casellas, M., Chatelet, A., Dabert, P., Doussan, I., Etrillard, Cl., Fuchs, J., Genermont, S., Giamberini, L., Helias, A., Jardé, E., Lupton, S., Marron, N., Menasseri, S., Mollier, A., Morel, Ch., Mougin, Ch., Parnaudeau, V., Pourcher, A.-M., Rychen, G., Smolders, E., Topp, E., Vieublé, L., Viguie, C., Caillaud, M. A., Girard, F., Savini, I., De Marechal, S., & Le Perchec, S. 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques*. Synthèse de l'expertise scientifique collective, INRA, CNRS, IRSTEA.
- IUSS Working Group, WRB. 2007. *World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007*. World Soil Resources Reports No. 103. Rome: FAO.
- Katou, H. 2004. Determining competitive nitrate and chloride adsorption in an andisol by the unsaturated transient flow method. *Soil Science and Plant Nutrition*, **50**(1), 119–127.
- Katou, H., Clothier, B. E., & Green, S.R. 1996. Anion Transport Involving Competitive Adsorption during Transient Water Flow in an Andisol. *Soil Science Society of America Journal*, **60**(5), 1368.
- Kelly, J. J., Haggblom, M. M., & Tate, R. L. 2003. Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter as indicated by analysis of microbial community phospholipid fatty acid profiles. *Biology and Fertility of Soils*, **38**(2), 65–71.
- Klingelhöfer, G., Trolard, F., Bernhardt, B., Bourrié, G., Feder, F., & Génin, J.-M. R. 1999a. The monitoring of iron mineralogy and oxidation states by Mössbauer spectroscopy in the field; the green rust mineral in hydromorphic soils. *International conference on applications of Mössbauer effect, Garmisch-Partenkirchen, Germany, 1999/08/30-09/03*.
- Klingelhöfer, G., Trolard, F., Bourrié, G., Feder, F., & Génin, J.-M. R. 1999b. The monitoring of iron mineralogy and oxidation states by Mössbauer spectroscopy in the field; the Green Rust mineral in hydromorphic soils. *American Geophysical Union, Fall Meeting, San Francisco, USA, 1999/12/13-17*.
- Komadell, P., Madejova, J., & Stucki, J. W. 1995. Reduction and reoxidation of nontronite: Questions of reversibility. *Clays and Clay Minerals*, **43**(1), 105–110.
- Kramer, C. J., & Duinker, J. C. (Eds). 2013. *Complexation of trace metals in natural waters*. Proceedings of the International Symposium, May 2–6 1983, Texel, The Netherlands (Vol. 1). Springer Science & Business Media.
- Lahbib-Burchard, T., Wassenaar, T., Doelsch, E., Feder, F., & Bravin, M. 2012. Prédiction de l'accumulation à long-terme des éléments traces métalliques dans les sols en contexte de recyclage agricole de produits résiduaire organiques en milieu tropical : validation d'un modèle par mesures in situ. *50 ans de l'Orgeval et 37^{es} journées du GFHN*.
- Legros, S., Chaurand, P., Rose, J., Masion, A., Briois, V., Ferrasse, J.-H., Saint Macary, H., Bottero, J.-Y., & Doelsch, E. 2010. Investigation of copper speciation in pig slurry by a multitechnique approach. *Environmental science & technology*, **44**(18), 6926–6932.
- Legros, S., Doelsch, E., Feder, F., Moussard, G., Sansoulet, J., Gaudet, J. P., Rigaud, S., Basile-Doelsch, I., Saint Macary, H., & Bottero, J. Y. 2013. Fate and behaviour of Cu

- and Zn from pig slurry spreading in a tropical water–soil–plant system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **164**, 70–79.
- L'Herroux, L., Le Roux, S., Appriou, P., & Martinez, J. 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environmental Pollution*, **97**(1), 119–130.
- Lipoth, S. L., & Schoenau, J. J. 2007. Copper, zinc, and cadmium accumulation in two prairie soils and crops as influenced by repeated applications of manure. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **170**(3), 378–386.
- Maeda, M., Zhao, B., Ozaki, Y., & Yoneyama, T. 2003. Nitrate leaching in an Andisol treated with different types of fertilizers. *Environmental Pollution*, **121**(3), 477–487.
- Mantovi, P., Bonazzi, G., Maestri, E., & Marmiroli, N. 2003. Accumulation of copper and zinc from liquid manure in agricultural soils and crop plants. *Plant and soil*, **250**(2), 249–257.
- McBride, M. B. 1989. Reactions Controlling Heavy Metal Solubility in Soils. *Advances in Soil Science*, **10**, 1–56.
- McBride, M. B. 1995. Toxic Metal Accumulation from Agricultural Use of Sludge: Are USEPA Regulations Protective? *Journal of environmental quality*, **24**, 5–18.
- Müller, C., Stevens, R.J., & Laughlin, R.J. 2003. Evidence of carbon stimulated N transformations in grassland soil after slurry application. *Soil Biology & Biochemistry*, **35**, 285–293.
- Mochoge, B.O. 1984. Simulation of nitrate movement in undisturbed soil columns. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **11**, 105–115.
- Nanzyo, M., Shoji, S., & Dahlgren, R.A. 1993. Physical characteristics of volcanic ash soils. *Pages 189–207 of: Volcanic Ash Soils—Genesis, Properties and Utilization. S. Shoji, M. Nanzyo and R.A. Dahlgren Eds. Developments in Soil Science, no. 21. Elsevier, Amsterdam.*
- N'Dienor, M. 2006. *Fertilité et gestion de la fertilisation dans les systèmes maraîchers périurbains des pays en développement: intérêts et limites de la valorisation agricole des déchets urbains dans ces systèmes, cas de l'agglomération d'Antananarivo (Madagascar)*. Thèse de doctorat de l'université d'Antananarivo, école supérieure des sciences agronomiques (ESSA), INA Paris-Grignon.
- Ngom, S., Seydou, T., Thiam, M. B., & Anastasie, M. 2012. Contamination des produits agricoles et de la nappe phréatique par les pesticides dans la zone des Niayes au Sénégal. *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie*, **25**(1), 119–130.
- Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Williams, J. R., & Unwin, R. J. 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, **70**(1), 23–31.
- Novak, J. M., Watts, D. W., & Stone, K. C. 2004. Copper and zinc accumulation, profile distribution, and crop removal in coastal plain soils receiving long-term, intensive applications of swine manure. *Transactions of the ASAE*, **47**(5), 1513–1522.
- Oustrière, N., Lahbib-Burchard, T., Doelsch, E., Feder, F., Wassenaar, T., & Bravin, M. 2013. Predictive modelling of the long-term accumulation of trace metals in tropical soils amended with organic wastes - field trial validation. *In: 15e conférence internationale Ramiran : recyclage des résidus organiques pour l'agriculture : de la gestion des déchets aux services écosystémiques. Versailles, France, 2013/06/03-05.*
- Paul, E.A., & Clark, F.E. 1989. Reduction and transport of nitrate. *Pages 81–85 of: Soil microbiology and biochemistry*, vol. 9.
- Payet, N. 2005. *Impact des apports de lisier sur un sol cultivé de la Réunion: étude expérimentale et modélisation des flux d'eau et de nitrate dans la zone non saturée*. Thèse de l'université de la Réunion.

- Payet, N., Findeling, A., Chopart, J.-L., Feder, F., Nicolini, E., Saint Macary, H., & Vauclin, M. 2009. Modelling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the island of Réunion (France). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **134**(3–4), 218–233.
- Payet, N., Nicolini, E., Rogers, K., Saint Macary, H., & Vauclin, M. 2010. Evidence of soil pollution by nitrates derived from pig effluent using ^{18}O and ^{15}N isotope analyses. *Agronomy for Sustainable Development*, **30**(4), 743–751.
- Qafoku, N. P., Sumner, M. E., & Radcliffe, D. E. 2000. Anion transport in column of variable charge subsoils: Nitrate and chloride. *Journal of Environmental Quality*, **29**(2), 484–493.
- Raunet, M. 1988. *Carte morpho-pédologique au 1:50 000 en quatre feuilles*. Département de la Réunion. Cirad-Irat et région Réunion.
- Raunet, M. 1989. *Littoral ouest – Rivière des Galets à ravine du Cap. Carte morpho-pédologique. Aptitudes à l'irrigation au 1:10 000 en cinq feuilles*. Cirad-Irat et conseil général de la Réunion.
- Raunet, M. 1991a. *Le milieu physique et les sols de l'île de la Réunion*. Cirad Réunion.
- Raunet, M. 1991b. *Périmètres du bras de Cilaos et du bras de la Plaine. Carte morpho-pédologique. Aptitudes à l'irrigation au 1:10 000 en six feuilles*. Cirad-Irat et conseil général de la Réunion.
- Richards, B. K., Steenhuis, T. S., Peverly, J. H., & McBride, M. B. 2000. Effect of sludge-processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading. *Environmental pollution*, **109**(2), 327–346.
- Riquier, J. 1960. *Notice de la carte pédologique de reconnaissance. Ile de la Réunion*. I.S.R.M. Tananarive – Tsimbazaza. + carte à 1/100 000 en couleur.
- Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, Ph., Smith, J. W. N., & Bemment, Ch. D. 2008. Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research*, **42**(16), 4215–4232.
- Ros, M., Klammer, S., Knapp, B., Aichberger, K., & Insam, H. 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use and Management*, **22**(2), 209–218.
- Saar, R. A., & Weber, J. H. 1982. Fulvic acid: modifier of metal-ion chemistry. *Environmental science & technology*, **16**(9), 510A–517A.
- Sall, M., & Vanclooster, M. 2009. Assessing the well water pollution problem by nitrates in the small scale farming systems of the Niayes region, Senegal. *Agricultural Water Management*, **96**(9), 1360–1368.
- Shirazi, S.M., Imran, H.M., & Akib, S. 2012. GIS-based DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment: a review. *Journal of Risk Research*, **15**(8), 991–1011.
- Sierra, J. 2002. Nitrogen mineralization and nitrification in a tropical soil: effects of fluctuating temperature conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**(9), 1219–1226.
- Sánchez, M., & González, J.L. 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource Technology*, **96**(10), 1117–1123.
- Soubrand-Colin, M., Neel, C., Bril, H., Grosbois, C., & Caner, L. 2007. Geochemical behaviour of Ni, Cr, Cu, Zn and Pb in an Andosol–Cambisol climosequence on basaltic rocks in the French Massif Central. *Geoderma*, **137**(3–4), 340–351.
- Sposito, G. 1981. *The thermodynamics of soil solutions*. Oxford University Press.
- Staff, Soil Survey. 2014. *Keys to Soil Taxonomy, 12th ed.* USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Stucki, J. W., & Tessier, D. 1991. Effects of iron oxidation state on the texture and structural order of Na-nontronite gels. *Clays and Clay Minerals*, **39**(2), 137–143.

- Stucki, J. W., Golden, D. C., & Roth, Ch. B. 1984. Effects of reduction and reoxidation of structural iron on the surface charge and dissolution of dioctahedral smectites. *Clays and Clay Minerals*, **32**(5), 350–356.
- Tella, M., Doelsch, E., Letourmy, P., Chataing, S., Cuoq, F., Bravin, M.N., & Saint Macary, H. 2013. Investigation of potentially toxic heavy metals in different organic wastes used to fertilize market garden crops. *Waste Management*, **33**(1), 184–192.
- Tella, M., Bravin, M., Thuriès, L., Cazevielle, P., Chevassus-Rosset, Cl., Collin, B., Chaurand, P., Legros, S., & Doelsch, E. 2016. Increased zinc and copper availability in organic waste amended soil potentially involving distinct release mechanisms. *Environmental Pollution*, **212**(May), 299–306.
- Trolard, F., Génin, J.-M. R., Abdelmoula, M., Bourrié, G., Humbert, B., & Herbillon, A. J. 1997. Identification of a green rust mineral in a reductomorphic soil by Mossbauer and Raman spectroscopies. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **61**(5), 1107–1111.
- Trolard, F., Bourrié, G., Abdelmoula, M., Refait, Ph., & Feder, F. 2007. Fougérite, a New Mineral of the Pyroaurite-Iowaite Group: Description and Crystal Structure. *Clays and Clay Minerals*, **55**(3), 323–334.
- Vaillant, M., Jouany, J.M., & Devillers, J. 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology modeling*, **1**(1), 57–72.
- Veronica, Ch., Francisco, S.S., Francisco, M.J., & Maria, A. H. 2013. Comparative analysis of cost on slurry application in Chile and Argentina dairy farms. *In: 15^e conférence internationale Ramiran : recyclage des résidus organiques pour l'agriculture : de la gestion des déchets aux services écosystémiques. Versailles, France, 2013/06/03-05.*
- Vogeler, I. 2001. Copper and calcium transport through an unsaturated soil column. *Journal of environmental quality*, **30**(3), 927–933.
- Vogeler, I., Scotter, D. R., Clothier, B. E., & Tillman, R. W. 1998. Anion transport through intact soil columns during intermittent unsaturated flow. *Soil and Tillage Research*, **45**(1–2), 147–160.
- Wassenaar, T., Doelsch, E., Feder, F., Guerrin, F., Paillat, J. M., Thuriès, L., & Saint Macary, H. 2014. Returning Organic Residues to Agricultural Land (RORAL) – Fuelling the Follow -the- Technology approach. *Agricultural Systems*, **124**, 60–69.
- Willmott, C. J. 1981. On the validation of models. *Physical geography*, **2**(2), 184–194.
- Winckell, A., Zebrowski, Cl., & Delaune, M. 1991. Évolution du modèle quaternaire et des formations superficielles dans les Andes de l'Équateur : 2. Quelques aspects de l'histoire paléogéographique quaternaire. *Géodynamique*, **6**(2), 119–139.
- Zebrowski, Cl. 1975. Etude d'une climatoséquence dans l'île de la Réunion. *Cahiers ORSTOM, série Pédologie*, **13**(314), 255–278.

TABLE DES MATIÈRES

PREMIÈRE PARTIE : PRÉSENTATION DU CANDIDAT		11
1 Curriculum Vitæ		13
1.1 État civil		13
1.2 Études, diplômes et parcours professionnel		13
1.3 Formations complémentaires		14
1.4 Distinction et prix		14
1.5 Affiliation à des sociétés savantes		14
2 Liste des publications et des travaux		15
2.1 Articles		15
2.1.1 Articles dans les revues à facteurs d'impact		15
2.1.2 Articles dans les revues à comité de lecture sans facteurs d'impact		16
2.1.3 Articles soumis ou en préparation		16
2.2 Actes de colloques		17
2.2.1 Communications orales		17
2.2.2 Communications posters		19
2.3 Ouvrages		21
2.3.1 Mémoires et thèse		21
2.3.2 Chapitre d'ouvrage		21
2.4 Rapports technique et expertises		21
2.5 Chapitres de rapport		22
2.6 Supports de formation		23
2.7 Articles de presse et autre		23
2.8 Données bibliométriques synthétiques		24
3 Administration et animation de la recherche		27
3.1 Administration de la recherche		27
3.1.1 Participation à des projets déposés		27
3.1.2 Coordonnateur principal de projets en cours		27
3.1.3 Coordonnateur d'une tâche ou d'une action de projets en cours		27
3.1.4 Coordonnateur principal de projets terminés		28
3.1.5 Coordonnateur d'une tâche ou d'une action de projets terminés		28
3.1.6 Expertises publiques et privés		29
3.2 Animation de la recherche		29
3.2.1 Responsabilités, management		29
3.2.2 Partenariats		30

	Partenariats construits à la Réunion	30
	Partenariats construits au Sénégal	30
3.2.3	Participation aux réflexions scientifiques interne et externe	30
3.2.4	Évaluation d'articles scientifiques	30
3.2.5	Évaluation de projets scientifiques	31
4	Activités d'encadrement et de formation	33
4.1	Activités d'encadrement	33
4.1.1	Encadrements principal de thèses	33
4.1.2	Référent scientifique de thèse pour une partie des activités de recherche	33
4.1.3	Participations à des comités de pilotage de doctorats	34
4.1.4	Encadrements de stages	34
4.1.5	Encadrements scientifiques directs de VCAT et de VSC	35
4.2	Activités de formation	35
4.2.1	Université de Bretagne occidentale	36
4.2.2	Université de la Réunion	36
4.2.3	Université Cheikh Anta Diop de Dakar	36
4.2.4	Autres formations dispensées	36
	DEUXIÈME PARTIE : MÉMOIRE DES TRAVAUX DE RECHERCHE	37
5	Évolution des oxydes de fer et de la géochimie des eaux dans les sols hydromorphes	39
5.1	Les processus d'oxydo-réduction dans les sols hydromorphes	39
5.1.1	Éléments de contexte	39
5.1.2	Objectifs de la thèse	40
5.1.3	Les minéraux ferrifères dans les sols hydromorphes	40
5.2	Site d'instrumentation et méthodes de mesure	42
5.2.1	Le site expérimental de Fougères	42
5.2.2	Instrumentation et suivi <i>in situ</i>	42
	Le spectromètre Mössbauer Mimos II	42
	Suivi de la géochimie des eaux	44
5.3	Résultats du suivi <i>in situ</i> de la minéralogie des rouilles vertes dans les sols hydromorphes	44
5.3.1	Les rouilles vertes caractérisées <i>in situ</i>	44
5.3.2	Évolution avec la profondeur	44
5.4	Géochimie de la solution du sol et équilibres thermodynamiques	46
5.4.1	Variation du pH et du potentiel d'oxydo-réduction	46
	Notion de $p_{e\text{critique}}$	46
	Représentation dans un diagramme de Pourbaix	47
5.4.2	Équilibres thermodynamiques entre la solution du sol et les phases ferrifères	49
5.5	Synthèse et conclusion	50
6	Le transfert de contaminants dans les sols de la Réunion à différentes échelles	53
6.1	Contexte et problématique	53
6.1.1	Le recyclage des produits résiduaux organiques en agriculture et à la Réunion	53
6.1.2	La géologie et les informations pédologiques existantes à la Réunion	55
6.1.3	La modélisation des flux d'eau et de solutés dans les sols	56

6.1.4	Les transferts et l'adsorption des contaminants	58
	Le cas des nitrates à la Réunion	58
	Le cas des éléments traces métalliques	59
6.1.5	À travers les échelles étudiées, une approche multidisciplinaire	59
6.2	Les transferts de nitrates de l'échelle des colonnes de sol au territoire	60
6.2.1	Compétition entre les nitrates et les chlorures pour l'adsorption et la lixiviation dans deux types de sols de la Réunion	60
	Expérimentation en colonnes de sol remanié avec un nitisol	60
	Expérimentation en colonnes de sol remanié avec un cambisol andique	61
	Conclusions sur les expérimentations à l'échelle des colonnes de sol	65
6.2.2	Suivi des flux de nitrates dans un cambisol andique	65
	Première campagne de suivi	66
	Seconde campagne de suivi	68
	Conclusions sur les expérimentations à l'échelle de la parcelle	68
6.2.3	La vulnérabilité des aquifères de l'ouest de la Réunion aux pollutions par les nitrates	69
	Développement d'une méthode de détermination de la granulométrie pour les sols andiques	70
	Actualisation de la carte pédologique de l'ouest de l'île de la Réunion	71
	Cartographie de la vulnérabilité des aquifères au transfert de nitrates	72
	Conclusions des travaux sur les nitrates à l'échelle du territoire	74
6.3	Contamination des sols par les éléments traces métalliques : expérimentation et modélisation à l'échelle de la colonne et de la parcelle	75
6.3.1	Suivi des flux d'éléments traces métalliques à l'échelle de la colonne de sol	76
6.3.2	À l'échelle de la parcelle, suivi des flux d'éléments traces métalliques dans un cambisol andique	77
	Contexte et méthodologie	77
	Le cuivre et le zinc dans le lisier et les compartiments eau-sol-plante	77
6.3.3	Conclusions des expérimentations aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle	79
6.3.4	Élaboration d'un modèle de prévision de l'accumulation à long terme des éléments traces métalliques dans les sols	79
6.3.5	Conclusions sur le suivi et la modélisation des transferts d'éléments traces métalliques aux échelles de la colonne de sol et de la parcelle	82

TROISIÈME PARTIE : PERSPECTIVES DE RECHERCHE

83

7 À la Réunion et au Sénégal

85

7.1	Le site du Soere Pro à la Réunion	86
7.1.1	Description du dispositif	86
7.1.2	Perspectives de recherche	87
7.2	Perspectives de recherche au Sénégal	88
7.2.1	Contexte de l'agriculture maraîchère dans la zone périurbaine de Dakar	88
7.2.2	Description de l'expérimentation pour le suivi à long terme de l'im- pact des produits résiduels organiques	90
7.2.3	Perspectives de recherche	91
	Sur l'essai de longue durée	91
	Dans la région des Niayes	92
7.3	Conclusion générale	92

TABLE DES FIGURES

5.1	Schéma de formation des oxydes de fer. En abscisse, de gauche à droite le ratio molaire $O/(O + OH^-)$ augmente. En ordonnée, le ratio molaire $Fe^{3+}/Fe_{tot.}$ augmente de bas en haut ; d'après Trolard <i>et al.</i> (2007).	41
5.2	Schéma du dispositif expérimental incluant le spectromètre Mössbauer et la sonde multiparamétrique en fonction de la profondeur des horizons pédologiques. La distance réelle entre les deux instruments est d'environ 1 mètre.	43
5.3	Sur la droite, le spectromètre Mössbauer miniaturisé est présenté sur son chariot en haut du tube en Fp PVC. Il peut être descendu dans le tube et reste relié à la carte d'acquisition (à gauche) par un câble plat.	43
5.4	Spectre Mössbauer acquis à 106 cm de profondeur le 26 décembre 1998.	45
5.5	Pour différentes profondeurs, valeurs moyennes, minimales et maximales du rapport $x = Fe^{3+}/Fe_{tot.}$ des rouilles vertes identifiées et correspondance avec les différentes formulations d'oxy-hydroxydes mixtes de Fe^{2+} et de Fe^{3+}	46
5.6	Mesures des potentiels d'oxydo-réduction et du pH des eaux de la solution du sol au cours du temps ; les droites correspondent aux réactions d'équilibre pour les valeurs de $p_{critique}$ reportées dans le tableau 5.2.	48
5.7	Différence entre les logarithmes des produits ioniques Q et des constantes de stabilité K de plusieurs espèces ferrifères au cours de la période d'étude.	50
6.1	Représentation des gisements de matières organiques selon leur origine et de leurs principales filières de valorisation à la Réunion.	55
6.2	Représentation d'un pulse d'injection d'un élément à la concentration C_0 en haut d'une colonne et de sa courbe d'élution à l'exutoire à la concentration maximale C. Les aires restent constantes et il n'y a pas d'adsorption lorsque le facteur retard $R = 1$. La dispersion au sein du sol induit un élargissement de la base de la courbe d'élution.	58
6.3	Représentation schématique des concepts de vulnérabilité, d'aléa et de risque de transfert d'un polluant vers les aquifères.	60
6.4	Courbes d'élution des nitrates (en haut) et des chlorures (en bas) à 17 cm de profondeur (à gauche) et à l'exutoire (à droite) des colonnes C1 et C2 après les deux apports de lisier. Les flèches en pointillés passent par les valeurs moyennes des pics d'élution de C1 et de C2. Les facteurs retard R correspondent aux écarts entre les flèches pleines et en pointillées, exprimés en volume de pores (de toute la colonne).	62

6.5	Facteurs retard des nitrates et des chlorures en fonction de la profondeur pour le premier (BTC1) et le second (BTC2) apport de lisier, pour les colonnes C1 et C2.	62
6.6	À 17 cm de profondeur, évolution du pH, de l'humidité du sol et des concentrations en nitrates et ammonium.	63
6.7	Flux instantanés des nitrates (à gauche) et des chlorures (à droite) à 35 cm de profondeur (traits pleins) et à l'exutoire (traits en pointillés) des colonnes C1 (en haut) et C2 (en bas) après un apport de lisier ; exprimés en volume de pores (de toute la colonne).	64
6.8	Évolution des stocks de nitrates dans les différentes couches de sol au cours de la première campagne de suivi (2003–2005).	67
6.9	Quantités d'azote lixivié sous forme de nitrates en deçà de la profondeur racinaire et prélevé par la plante au cours de la seconde saison sur la parcelle lisier.	67
6.10	Évolution des stocks de nitrates dans les différentes couches de sol au cours de la seconde campagne de suivi (2007–2009).	68
6.11	Spectre infrarouge à transformée de Fourier sur le sol non traité et après un ou trois traitements à l'oxalate et avec HCl ; G = gibbsite, K = kaolinite, SROMs = minéraux cristallisés à courte distance (e.g. allophane et imogolite).	70
6.12	Nouvelle cartographie des sols de l'ouest de la Réunion.	72
6.13	Représentation de l'indice de vulnérabilité de la zone d'étude comprise entre la rivière des Galets au nord et la ravine des Avirons au sud.	73
6.14	Nitisol de La Mare : concentrations en cuivre et en zinc en fonction de la profondeur dans le sol témoin n'ayant reçu que les apports d'eau et dans le sol des colonnes 1 et 2 (valeurs moyennes) ayant reçu deux apports de lisier.	76
6.15	Cambisol andique des Colimaçons : concentrations en cuivre et en zinc en fonction de la profondeur dans le sol initial, dans le sol de la colonne témoin n'ayant reçu que les apports d'eau et dans le sol des colonnes 1 et 2 ayant reçu un apport de lisier.	76
6.16	Cumul des pluies, du flux d'eau drainé et de l'évapotranspiration potentielle au cours de la première (à gauche) et de la seconde campagne de suivi (à droite) ; d'après Legros <i>et al.</i> (2013).	78
6.17	Concentrations en zinc mesurées (triangles et ronds) et modélisées (courbes en trait plein) dans l'horizon de surface de l'essai de terrain après apport de compost de lisier de porc à gauche (a) et d'engrais minéral à droite (b) pendant quatorze cycles de culture ; les écart-types sont représentés par les barres d'erreur pour les mesures des concentrations et par les lignes en pointillée pour les valeurs modélisées.	81
6.18	Simulation de l'accumulation de zinc dans les sols des moyennes planètes ondulées après apport des Fp Pro-1 (carré), Fp pro-2 (croix) ou Fp PRO-3 (losanges).	81
7.1	Schéma du dispositif expérimental du site du Fp SOERE PRO à la Réunion.	86
7.2	Localisation du Sénégal en Afrique de l'ouest (figure de droite) et de la station de Sangalkam dans la région de Dakar (figure de gauche).	90
7.3	Schéma du dispositif expérimental sur la station de Sangalkam.	91

LISTE DES TABLEAUX

2.1	Données bibliométriques synthétiques extraites du Web of Science TM au 5 juin 2016.	24
2.2	Données bibliométriques synthétiques. Les facteurs d'impact et les quartiles sont ceux de l'année de publication.	25
5.1	Caractéristiques pédologiques du sol de Fougères.	42
5.2	Équations et données thermodynamiques des réactions standard utilisées dans la figure 5.6.	47
5.3	Équations de réactions de la goëthite, de l'hydroxyde ferreux ainsi que de trois rouilles vertes, avec des rapports $x = 1/3, 1/2$ et $2/3$	49
6.1	Concentrations en cuivre et en zinc dans les lisiers apportés, les plantes des deux parcelles et dans les couches de sol de surface de la parcelle lisier par comparaison avec son fond pédogéochimique ; d'après Legros <i>et al.</i> (2013).	78

ANNEXES

Sélection d'articles relatifs aux processus d'oxydo-réduction dans les sols hydromorphes :

- Feder, F., Trolard, F., Klingelhöfer, G. and Bourrié, G. 2005. *In situ* Mössbauer spectroscopy: Evidence for green rust (fougerite) in a gleysol and its mineralogical transformations with time and depth. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(18), 4463-4483. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gca.2005.03.042>
- Bourrié, G., Trolard, F., Refait, Ph. and Feder, F. 2004. A solid solution model for Fe(II)-Fe(III)-Mg green rust "Fougerite": structural and geochemical constraints. *Clays and Clay Minerals*, 52(3), 382-394. <http://dx.doi.org/10.1346/CCMN.2004.0520313>

Sélection d'articles relatifs aux transferts de nitrates à l'échelle de la colonne de sol :

- Feder, F., Bochu, V., Findeling, A. and Doelsch, E. 2015. Repeated pig manure applications modify nitrate and chloride competition and fluxes in a Nitisol. *Science of the Total Environment*, 511, 238-248. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.059>
- Feder, F. and Findeling, A. 2007. Retention and leaching of nitrate and chloride in an andic soil after pig manure amendment. *European Journal of Soil Science*, 58(2), 393-404. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00885.x>

Sélection d'un article relatif aux transferts de nitrates de l'échelle de la parcelle :

- Payet, N., Findeling, A., Chopart, J.-L., Feder, F., Nicolini, E., Saint Macary, H. and Vauclin, M. 2009. Modelling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the island of Réunion (France). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 134(3-4), 218-233. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.004>

Sélection d'articles relatifs aux transferts des nitrates à l'échelle du territoire :

- Alary, K., Babre, D., Caner, L., Feder, F., Szwarc, M., Naudan, M. and Bourgeon, G. 2013. Pretreatment of Soil Samples Rich in Short-Range-Order Minerals Before Particle-Size Analysis by the Pipette Method. *Pedosphere*, 23(1), 20-28. [http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60076-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60076-9)
- Feder, F. 2013. Soil map update: Procedure and problems encountered for the island of Réunion. *Catena*, 110, 215-224. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.06.019>

Sélection d'un article relatif aux transferts des ETM à l'échelle de la parcelle :

- Legros, S., Doelsch, E., Feder, F., Moussard, G. D., Sansoulet, J., Gaudet, J.-P., Rigaud, S., Basile-Doelsch, I., Saint Macary, H. and Bottero, J. Y. 2013. Fate and behaviour of Cu and Zn from pig slurry spreading in a tropical water-soil-plant system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 70-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.008>

